

# **FLUJOS DE CARBONO Y NITRÓGENO BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE LABRANZA EN LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos  
Aires, Área Ciencias Agropecuarias*

**Angel Alfredo Bono**

Ingeniero agrónomo-Universidad de Buenos Aires-1976

Estación Experimental Agropecuaria Anguil-INTA



**FAUBA**

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis:

**Roberto Alvarez**

Ingeniero Agrónomo (UBA)

Codirector de tesis:

**Daniel E. Buschiazso**

Ingeniero Agrónomo (Departamento de Agronomía, UNS)

Doctor (INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND STANDORTSLEHRE,  
UNIVERSITÄT HOHENHEIM - ALEMANIA)

Consejero de estudios

**Ernesto Viglizzo**

Ingeniero Agrónomo (UNLPam)

Doctor (UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN - BELGIQUE)

## JURADO DE TESIS

Director de tesis:

**Roberto Alvarez**

Ingeniero Agrónomo (UBA)

Jurado:

**Esteban Jobaggy**

Ingeniero Agrónomo (UBA)

Doctor (DUKE UNIVERSITY - USA)

Jurado:

**Gervasio Piñeiro**

Ingeniero Agrónomo (UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA -R. O.URUGUAY)

Doctor (UBA)

Jurado:

**Hernán Echeverría**

Ingeniero Agrónomo (UNMP)

MSc. (UNMP)

Fecha de defensa de la tesis: 22 de marzo de 2010

**DEDICATORIA**

Este trabajo se lo dedico a mi esposa Susana quien siempre me acompaño y estimulo en mi crecimiento profesional y a mis tres hijos Ezequiel, Julieta y Leandro que siempre me apoyaron en mis proyectos.

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero expresar mi profundo agradecimiento al Ing. Agr. Roberto Alvarez. No sólo fue un excelente director sino un gran compañero de trabajo con quien pudimos avanzar en otras líneas de investigación y desarrollar nuevos proyectos.

Al Dr. Daniel Buschiazzo que me motivó para hacer el doctorado; al Dr. Ernesto Viglizzo cuyos consejos y opiniones fueron muy importantes en el trabajo; y al Dr. Rodolfo Cantet por su invaluable colaboración en el análisis estadístico de los datos.

A todo el grupo de suelos de la EEA Anguil INTA, muy especialmente a Daniel “Chamaco” Pérez quien fuera una de mis más cercanos colaboradores y que hoy ya no está con nosotros. A los demás ayudantes de campo y laboratorio que también colaboraron en mi tesis. A Viviana Barbeito por su ayuda en las etapas iniciales de mi trabajo.

A Pamela Azcarate, Nanci Kloster y Nicolás Romano por la paciencia y apoyo que tuvieron particularmente en la última parte de la redacción de mi tesis y que hoy forman parte de la nueva generación de investigadores de la experimental. Para finalizar un enorme agradecimiento a la Dra. Jorgelina Montoya, mi primera estudiante de grado y con quien a partir de ese momento establecimos una estrecha relación laboral y una gran amistad.

## INDICE GENERAL

	Página
<b>CAPITULO 1: INTRODUCCION</b>	
Ciclo global del carbono	1
Materia orgánica y productividad del suelo	3
Balance de carbono y nitrógeno de los suelos agrícolas	4
Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica del suelo	7
Flujos de carbono en el agrosistema en relación al sistema de labranza	8
Flujos de nitrógeno en el suelo afectados por el sistema de labranza	10
Objetivo 1	11
Hipótesis asociadas al objetivo 1	11
Objetivo 2	11
Hipótesis asociada al objetivo 2	12
<b>CAPITULO 2: SITIO EXPERIMENTAL</b>	
Características de la Región Semiárida Pampeana Central Argentina	13
Diseño experimental	14
Análisis de la uniformidad inicial	15
<b>CAPITULO 3: AGUA EN EL SUELO Y PRODUCTIVIDAD DE LOS CULTIVOS</b>	
Introducción	17
Materiales y métodos	17
Resultados	19
Discusión	21
<b>CAPITULO 4: EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA Y LA RESPIRACIÓN HETEROTROFA DEL SUELO</b>	
Introducción	23
Materiales y métodos	24
Resultados	25
Discusión	27
<b>CAPITULO 5: DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS</b>	
Introducción	30
Materiales y métodos	30
Resultados	31
Discusión	34
<b>CAPITULO 6: BALANCE DE CARBONO</b>	
Introducción	37
Materiales y métodos	37
Resultados	38
Discusión	41
<b>CAPITULO 7: BALANCE DE NITRÓGENO</b>	
Introducción	44
Materiales y métodos	44
Resultados	45

Discusión	51
CAPITULO 8: MODELIZACIÓN EMPÍRICA DE LA RESPIRACIÓN HETEROTRÓFICA	
Introducción	54
Materiales y métodos	54
Resultados	55
Discusión	57
CAPÍTULO 9: CONSIDERACIONES FINALES	58
REFERENCIAS	60

## INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Características de las parcelas destinadas a siembra directa y labranza convencional antes de instalar el experimento	15
Tabla 2. Producción de materia seca y carbono ingresado al suelo por los cultivos bajo dos sistemas de labranza.	21
Tabla 3. Coeficientes de regresión y de determinación ( $R^2$ ) del modelo exponencial ajustado a los resultados de carbono remanente en el material vegetal no descompuesto de trigo y maíz combinados.	32
Tabla 4. Coeficientes de regresión y de determinación ( $R^2$ ) del modelo exponencial ajustado a los resultados de nitrógeno remanente en el material vegetal no descompuesto de trigo y maíz combinados.	33
Tabla 5. Nitrógeno adsorbido por los cultivos bajo dos sistemas de labranza.	46
Tabla 6. Balance de nitrógeno del suelo para los cultivos de trigo y maíz.	47
Tabla 7. Coeficientes de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo para distintos estratos de profundidad, cultivos y sistemas de labranza.	50
Tabla 8. Parámetros de regresión estimados para funciones de ajuste entre el flujo de C-CO <sub>2</sub> emitido por el suelo (kg C ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ) y algunas variables de manejo y ambientales con el correspondiente coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del modelo ajustado (n=186).	55

## INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Esquema del ciclo global del carbono indicando sus principales componentes y algunos de los flujos más importantes estimados para 1990.	2
Figura 2. Esquema del ciclo de carbono en un agrosistema.	5
Figura 3. Esquema del ciclo de nitrógeno en un agrosistema bajo cultivo agrícola.	7
Figura 4. Balance hídrico de la localidad de Anguil, Provincia de La Pampa para el período 1973-2007.	13
Figura 5. Diagrama del diseño del experimento.	14
Figura 6. Evolución del contenido de agua en el suelo durante el experimento.	20
Figura 7. Evolución de la temperatura del suelo en función de las estaciones del año.	25
Figura 8. Evolución de la emisión de CO <sub>2</sub> desde los pools orgánicos del suelo (humus + residuos) en función de las estaciones del año.	26
Figura 9. Relaciones entre la emisión de CO <sub>2</sub> del suelo desde los pools orgánicos (humus y residuos) y la temperatura y contenido de agua del suelo.	27
Figura 10. Relación entre la emisión de CO <sub>2</sub> del suelo desde los pools orgánicos (humus y residuos) normalizada a una temperatura de 16.5 °C y contenido de agua edáfico.	27
Figura 11. Carbono remanente en residuos sin descomponer en función del tiempo de aplicación bajo dos sistemas de labranza.	32
Figura 12. Nitrógeno remanente en residuos sin descomponer en función del tiempo de aplicación bajo dos sistemas de labranza.	33
Figura 13. A: evolución de la relación carbono/nitrógeno en el material vegetal durante la descomposición. B: Nitrógeno liberado por la descomposición de los residuos de trigo y maíz en función de la intensidad de la descomposición de carbono del material vegetal.	34
Figura 14. Balance de carbono anualizado bajo dos sistemas de labranza durante el período de determinación de flujos de carbono.	38
Figura 15. Concentración de carbono orgánico en función de la profundidad.	39
Figura 16. Densidad aparente del suelo en función de la profundidad.	40
Figura 17. Distribución de la masa de carbono orgánico en función de la profundidad.	41
Figura 18. Evolución de N de nitratos en función de las estaciones del año.	46



Figura 19. Distribución del nitrógeno orgánico en función de la profundidad del suelo.	48
Figura 20. Esquema representativo de la cantidad de nitrógeno acumulada o liberada por algunos componentes del sistema suelo-planta durante el ciclo de maíz para los dos sistemas de labranza.	49
Figura 21. Esquema representativo de la cantidad de nitrógeno acumulada o liberada por algunos componentes del sistema suelo-planta durante el ciclo de trigo para los dos sistemas de labranza.	49
Figura 22. Distribución de la masa de nitrógeno orgánico en el perfil del suelo del experimento, su tasa de mineralización porcentual determinada en un test de laboratorio y producto de la masa de nitrógeno por su tasa de mineralización para cada estrato de profundidad considerado.	50
Figura 23. Valores de emisión de C-CO <sub>2</sub> observada a campo vs. la estimada por el modelo de regresión múltiple ajustado.	56
Figura 24. Efecto de las variables explicativas sobre la emisión de C-CO <sub>2</sub> del suelo.	56

**DECLARACIÓN**

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

## RESUMEN

Los contenidos de carbono y nitrógeno orgánicos del suelo están relacionados con su capacidad productiva. Esta relación es esperable que sea más estrecha en suelos de zonas áridas y semiáridas. La cantidad de carbono que puede secuestrar el suelo es, a la vez, de interés por la posibilidad de usar a los suelos como sumideros de carbono y mitigar el efecto invernadero. Esta tesis tiene como objetivo determinar los efectos del sistema de labranza sobre la dinámica del carbono y el nitrógeno en un suelo de una región semiárida. Se realizó un experimento de campo de larga duración en el que se contrastó un manejo tradicional, que empleaba un arado de disco en la labor principal, con un manejo de siembra directa. Los contenidos de humedad del suelo fueron superiores bajo siembra directa y mayores también los rendimientos de los cultivos que integraban la rotación siendo, consecuentemente, los aportes de carbono en forma de residuos al suelo también mayores. El flujo anual de carbono emitido a la atmósfera como  $C-CO_2$  fue similar entre sistemas de labranza, de lo que resultó un balance de carbono neutro bajo siembra directa y negativo bajo labranza con arado. La producción de  $C-CO_2$  aumentó con la cantidad de residuos presentes en el suelo y la temperatura y decrecía al incrementarse la cantidad de nitratos. La descomposición de los residuos vegetales y la liberación al suelo de su nitrógeno fue más rápida en el suelo labrado, lo que llevó a mayores niveles de nitratos a la siembra de algunos cultivos en el tratamiento arado. Sin embargo, la absorción de nitrógeno fue superior bajo siembra directa y más negativos los balances de nitrógeno que en el tratamiento con labranza en casi todos los cultivos integrantes de la rotación. Bajo siembra directa el suelo no perdió carbono durante el experimento mientras que bajo arado de disco el stock de carbono orgánico del suelo decreció. En regiones semiáridas la adopción de siembra directa determina balances de carbono menos negativos que bajo manejos con labranza, por incrementar las entradas de carbono al suelo y no afectar las salidas por respiración heterótrofa.

## ABSTRACT

Soil organic carbon and nitrogen contents impact productivity. This effect is expected to be greater in arid to semiarid environments. Soils can also be carbon sinks mitigating global warming. These reasons make the understanding of carbon and nitrogen dynamic in soils of interest. The objective of this thesis is to determine the effects of different tillage systems on carbon and nitrogen fluxes under a semiarid climate. A long-term field experiment was performed in which a traditional management with disk plow was contrasted against no-till. Soil water content was higher under no-till which leads to greater yields and carbon returned to the soil as residues. Emission of C-CO<sub>2</sub> from the soil to the atmosphere was not affected by tillage treatment. The carbon balance was neutral under no-till but negative under plow tillage. Production of C-CO<sub>2</sub> was higher as residues in soil and temperature increased. Conversely, C-CO<sub>2</sub> flux decreased with soil nitrate. Residues decomposition and nitrogen mineralization from residues was faster in the tilled soil leading to greater nitrate levels than under no-till. Nevertheless, absorption of nitrogen was higher under no-till and nitrogen balances less negative in this later treatment during the growing cycles of nearly all the crops included in the rotation. In semiarid regions the adoption of no-till determines less carbon losses than conventional tillage systems as the consequence of an increase in carbon inputs to the soil, but had little effect on carbon losses as C-CO<sub>2</sub>.

## CAPITULO 1: INTRODUCCION

### Ciclo global del carbono

El carbono es uno de los elementos más comunes en la naturaleza, encontrándose la mayor parte en minerales calcáreos y en sustancias orgánicas conocidas como kerógenos (Figura 1). Los minerales calcáreos se originaron químicamente durante la formación del planeta, mientras que los kerógenos son materia orgánica generada por seres vivos, que quedó enterrada por procesos de erosión y sedimentación. Estos reservorios del carbono presentan gran estabilidad y no están casi relacionados con el ciclo del elemento a nivel de la superficie de la Tierra en períodos de tiempo cortos, del orden de pocos años.

Los reservorios más dinámicos del carbono son la atmósfera, los océanos, la biota y los suelos de los continentes. Por acción antrópica se suma a éstos los combustibles fósiles, derivados de los kerógenos, que son quemados para generar energía. Si bien la cantidad de carbono en estos reservorios es pequeña respecto del total planetario, los flujos entre estos reservorios representan los principales procesos biológicos como la fotosíntesis y la respiración. También, del balance entre esos flujos, depende el clima del planeta, al regular la cantidad de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera y la fuerza radiactiva de la misma (IPCC 1990). Como consecuencia de este último efecto, al aumentar la concentración de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera se incrementa la temperatura de la Tierra.

Actualmente el ciclo del carbono no se encuentra en equilibrio, lo que se estima que pasaba antes de la era industrial. Desde hace aproximadamente un siglo y medio ha ido aumentando la cantidad de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera, pasando de 280 ppm a alrededor de 370 ppm en el presente (IPCC 2001). Esto ha generado paralelamente un aumento de unos  $0.6^\circ\text{C}$  en la temperatura del planeta. También se está incrementando la cantidad de carbono en los océanos, que lo absorben de la atmósfera. Este proceso tiene dos orígenes, el cambio en el uso de la tierra, y la quema de combustibles fósiles como fuente de energía (Houghton et al., 1983). El cambio en el uso de la tierra implica la eliminación de bosques y praderas y su reemplazo por cultivos agrícolas. Durante este proceso se produce la quema de la biomasa del sistema natural y la pérdida del carbono que contiene hacia la atmósfera. Paralelamente se produce, durante las primeras décadas bajo cultivo, una disminución del contenido de materia orgánica del suelo. Esta disminución se debe en parte a la apropiación de la productividad primaria neta que realiza el hombre, lo que disminuye los aportes de residuos carbonados al suelo y, posiblemente también, a una mas intensa mineralización del carbono del suelo cultivado (Houghton et al., 1983, Rojstaczer et al., 2001). Se estima que la apropiación de la productividad primaria neta a nivel planetario varía entre 10 y 55 % según la metodología usada para estimarla (Rojstaczer et al., 2001) y que los suelos cultivados del Mundo han perdido desde mediados del Siglo XIX hasta fines del Siglo XX alrededor de 40-60 % del carbono de la materia orgánica de los primeros 20 cm del perfil (Davidson, Ackerman 1993, Houghton et al., 1983, Guo, Gifford 2002). La quema de bosques y pérdida de carbono orgánico fueron la primera causa del aumento de la concentración de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera pero hoy en día el  $\text{CO}_2$  liberado por uso de combustibles fósiles es unas tres veces mayor (Figura 1). Mientras que se estima que el cambio en el uso de la tierra genera un flujo neto de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera de alrededor de  $2 \text{ Gt C año}^{-1}$ , por el uso de combustibles se emite mas de  $6 \text{ Gt C año}^{-1}$  actualmente.

Los ecosistemas de los continentes estarían perdiendo carbono según el diagrama de la Figura 1. Sin embargo, la diferencia entre el carbono emitido por el cambio en el uso del suelo y el uso de combustibles fósiles (unas  $8 \text{ Gt C año}^{-1}$ ) es mayor al incremento registrado en la cantidad de carbono en la atmósfera y los océanos (unas  $6 \text{ Gt C año}^{-1}$ ). Se ha atribuido esta diferencia a un destino desconocido del carbono en los continentes, que en realidad estarían en el presente actuando como destino del carbono del  $\text{CO}_2$ . Ese destino podría ser la biota, más productiva en la actualidad que lo estimado anteriormente, debido al impacto de la actividad humana sobre los ciclos biogeoquímicos de elementos como el nitrógeno, el fósforo y el azufre. Este impacto ha determinado aumentos de los aportes de esos nutrientes a los suelos de entre 100 y 400 % (Falkowski et al., 2000, Vitousek 1994). El efecto de fertilización del  $\text{CO}_2$ , que

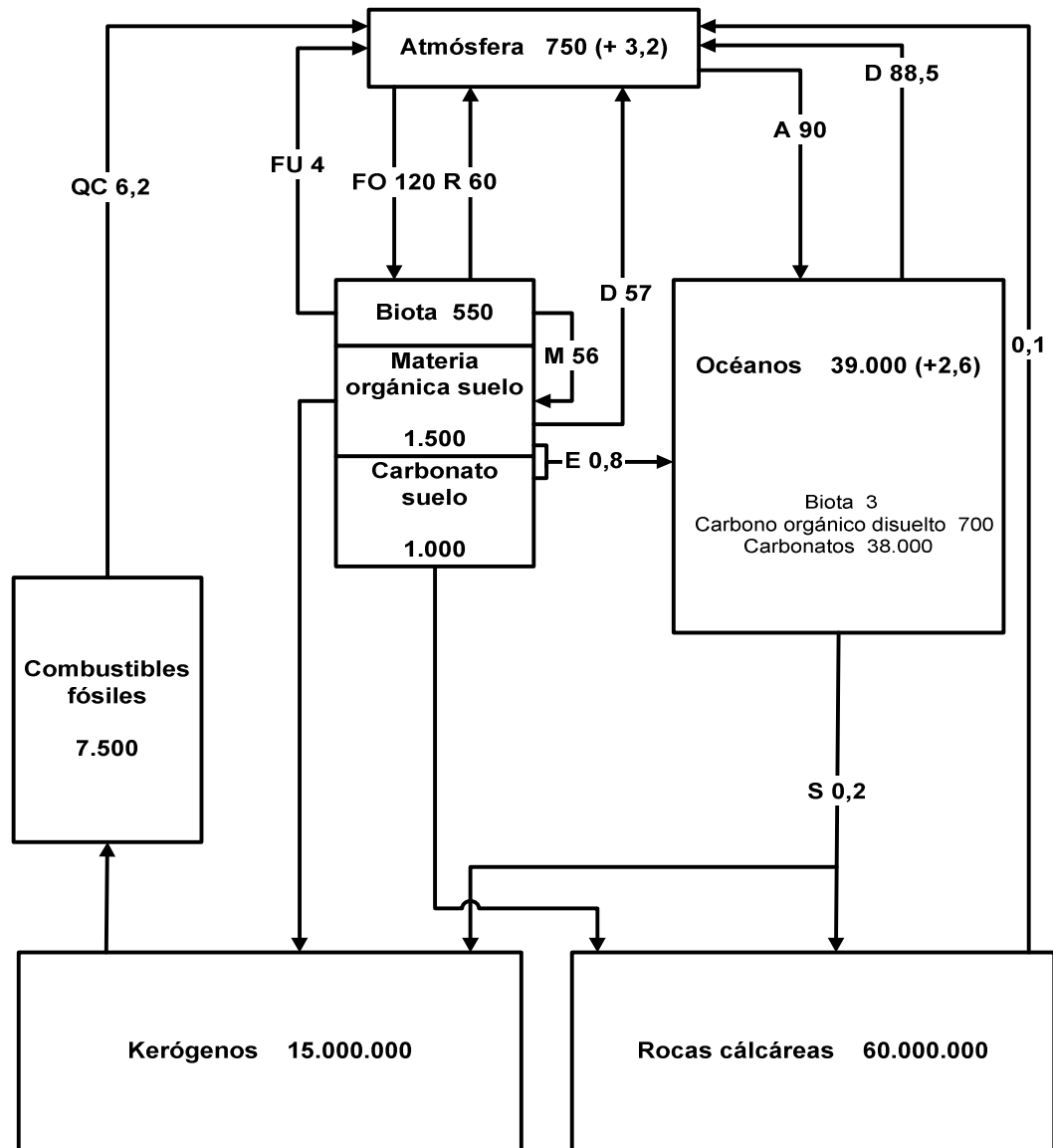


Figura 1. Esquema del ciclo global del carbono indicando sus principales componentes y algunos de los flujos más importantes estimados para 1990. Los recuadros indican reservorios y las flechas flujos, no estando en escala. Los números dentro de los recuadros corresponden a la cantidad de carbono que contienen y los números entre paréntesis al incremento anual, ambos en Gt. Los números junto a las flechas indican la magnitud de los flujos en Gt C año<sup>-1</sup>. QC= quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas), FU= fuego, quema de biomasa, principalmente árboles, FO: fotosíntesis en los continentes, R= respiración autótrofa, M= muerte de la vegetación y paso a detritos y materia orgánica del suelo, D= descomposición de detritos y materia orgánica, equivalente a respiración heterótrofa, E= erosión de sustancias orgánicas y sedimentos con carbonatos, A= absorción de CO<sub>2</sub> por los océanos, D= degasificación de CO<sub>2</sub> desde los océanos hacia la atmósfera y S= sedimentación de carbonatos y sustancias orgánicas en los lechos oceánicos. Reelaborado a partir de diagramas y datos tomados de Bohn (1976), Eswaran et al., (1993), Falkowski et al., (2000), IPCC (1990, 2001), Janzen (2005), Lal (2007), Rosenzweig, Hillel (2000), Schlesinger (1993), Schimel et al., (2001).

determina una mayor productividad en ambientes enriquecidos en CO<sub>2</sub> (Scholes et al., 1997), podría ser otra causa. La fijación de carbono en sedimentos erosionables que se pierden de los suelos y se acumulan en zonas deposicionales o terminan en los océanos, y no están debidamente registrados, es un posible destino final para el carbono no encontrado (Lal 2007).

La materia orgánica de los suelos es un reservorio importante de carbono que contiene una masa mayor a las de la biota y la atmósfera juntas. Los flujos de entrada y salida de carbono a este reservorio tienen una magnitud equivalente a la mitad del carbono fijado por fotosíntesis a nivel global (Figura 1). Alrededor de un 10-12 % de la superficie de los continentes está bajo cultivo en el presente (Coleman, Hendrix 1988, Lal et al., 1997), equivaliendo la cantidad de carbono orgánico y de detritos en estos suelos también al 10-12 % del total acumulado en los suelos de los ecosistemas terrestres (Jobbagy, Jackson 2000, Post et al., 1982, Schlesinger 1977). Se estima que un tercio del flujo neto de CO<sub>2</sub> desde los suelos hacia la atmósfera que generaron los cambios en el uso de la tierra tuvo su origen en caídas de materia orgánica de suelos cultivados (Houghton et al., 1983).

La cantidad de carbono que puede secuestrar un suelo depende del clima (Alvarez, Lavado 1998, Jobbagy, Jackson 2000), la vegetación (Jobbagy, Jackson 2000, Post et al., 1982) y la textura (Nichols 1984, Buschiazzi et al., 1991). A medida que el clima es más húmedo y la productividad primaria neta mayor, se incrementan los aportes de residuos al suelo y los niveles de materia orgánica, ya que la materia orgánica del suelo responde linealmente a la cantidad de aporte de carbono en forma de residuos vegetales (Buyanovsky, Wagner 1998). Temperaturas más altas determinan velocidades de mineralización mayores con disminución del carbono orgánico del suelo. Los pastizales secuestran en el suelo mas carbono que los bosques y, en sitios con textura fina, suelen encontrarse mayores contenidos de materia orgánica que en sitios con suelos gruesos bajo condiciones climáticas semejantes, lo que puede asociarse con una mayor productividad (Alvarez 2006).

El manejo es otro factor determinante de la capacidad de secuestro de carbono de los suelos cultivados. Estrategias productivas que apunten a incrementar la cantidad de residuos que llegan al suelo, como por ejemplo el aumento en la cantidad de cultivos que se realizan en un año (Hutchinson et al., 2007, Paustian et al., 1997), la fertilización (Alvarez 2005 a, Paustian et al., 1997) y el riego (Follet 2001, Lal et al., 2003) tienen potencial para secuestrar carbono en suelos agrícolas. Estrategias que disminuyen la erosión y la temperatura del suelo determinando menores pérdidas de carbono, como los sistemas de labranza conservacionistas (Alvarez 2005 a, Smith 2004), también tienen potencial para secuestrar carbono. Bajo prácticas de manejo adecuadas los suelos cultivados podrían recuperar entre 50 y 70 % del carbono que perdieron debido al uso agrícola, lo que representa a nivel global 0,4-0,8 Gt C año<sup>-1</sup> durante los próximos 50-100 años (Lal 2004, Sauerbeck 2001). Esto afectaría marcadamente los balances de carbono a nivel continental. El conocimiento de la dinámica del carbono en los suelos cultivados resulta por lo tanto de interés en la generación de prácticas de manejo orientadas a secuestrar carbono y mitigar el cambio climático.

### **Materia orgánica y productividad del suelo**

La materia orgánica de los suelos se ha asociado comúnmente con su productividad (Bauer, Black 1994, Goh 2004, Tiessen et al., 1994, Wilhelm et al., 2004). Esto se debe a su efecto positivo sobre algunas propiedades físicas y fisicoquímicas del suelo como la densidad aparente, la capacidad de almacenamiento de agua y la capacidad de intercambio catiónico (Bell 1993) entre otras, y sobre propiedades químicas como la cantidad de nitrógeno total y mineralizable para los cultivos (Körschens et al., 1998). Inclusive se han hecho estimaciones de cuál sería la caída de rendimiento de algunos cultivos por disminuciones del contenido de materia orgánica del suelo en ciertas áreas (Lal 2004). Sin embargo, la magnitud del efecto de la materia orgánica sobre varias propiedades físicas y físico-químicas no es importante dentro de los rangos de variación comúnmente encontrados en muchos suelos, por ejemplo los de la Región Pampeana (Alvarez 2006), siendo el impacto de la misma sobre la disponibilidad de nutrientes, especialmente nitrógeno, mucho mayor (Alvarez 2004, 2006).

Hasta el momento no se han podido establecer con certeza umbrales por debajo de los cuáles no deberían disminuir los contenidos de carbono y nitrógeno orgánicos de los suelos para no afectar su productividad (Loveland, Webb 2003). Algunos estudios han encontrado correlaciones positivas y significativas entre el contenido de materia orgánica de los suelos y los rendimientos de los cultivos (Catching et al., 2002, Díaz-Zorita et al., 1999, García-Paredes et

al., 2000), pero otros no han detectado relaciones entre estas variables (Alvarez, Grigera 2005, Jiang, Thelen 2004). A nivel de toda la Región Pampeana se ha observado por ejemplo que el nivel de materia orgánica de los suelos afecta el rendimiento de trigo, explicando un 25 % de la variabilidad (Alvarez 2009). Esto se ha atribuido a que la materia orgánica es la principal fuente de nitrógeno para los cultivos de la región. La limitación del rendimiento del cultivo por escasos niveles de materia orgánica solo se evidencia cuando estos niveles son muy bajos, lo que ocurre en muchos suelos de la Región Semiárida Pampeana, no observándose relaciones significativas entre las variables en el rango medio a alto de contenido de materia orgánica que se observan en la porción húmeda de la Región Pampeana (Alvarez 2006).

A pesar que en algunos casos no se detectan relaciones entre materia orgánica y el rendimiento de los cultivos, el carbono y nitrógeno orgánicos han sido considerados como los indicadores básicos de calidad de suelo (Carter 2002, Doran, Parkin 1994, Gregorich et al., 1994), siendo tanto el carbono como el nitrógeno de la materia orgánica incluidos en diversos índices de calidad (Andrews et al., 2004, Shukla et al., 2006). Esto se debe a la importancia de la materia orgánica como fuente de nutrientes para los cultivos y de energía para los microorganismos que la degradan, liberando esos nutrientes. Adicionalmente, en las capas superficiales del suelo tiende a aumentar la estabilidad estructural al incrementarse el contenido de materia orgánica (Gómez et al., 2001, Studdert et al., 1997) lo que disminuye la erodabilidad del mismo (Wischmeier, Smith 1978). Menores velocidades de erosión conllevan al mantenimiento de la productividad de los suelos (Follett, Stewart, 1985), por lo que se piensa que, aunque no se pueda establecer en un dado momento relaciones entre materia orgánica y rendimiento, estos se verán afectados en el futuro si la materia orgánica del suelo disminuye. En consecuencia, se suma al interés en estudiar la dinámica de la materia orgánica por la posibilidad de manejar su nivel y usar a los suelos como sumideros de carbono atmosférico, el interés en los efectos agronómicos de la misma. Se crea a la vez un dilema entre la intención de aumentar los contenidos de materia orgánica de los suelos secuestrando carbono y la intención de usarla como fuente de nitrógeno para los cultivos, lo que determina disminuciones de su nivel (Janzen 2006). Este dilema no se ha resuelto todavía.

### **Balance de carbono y nitrógeno de los suelos agrícolas**

Determinar la evolución en el tiempo del contenido de carbono o nitrógeno orgánico de un suelo, comprender las causas del mismo y estimar futuros cambios es una tarea difícil. Generalmente no es posible detectar cambios del nivel de materia orgánica de un suelo de un año a otro, tanto a nivel de lotes de producción como de parcelas experimentales, siendo necesarios varios años para poder detectarlos. Esto se debe a que la variabilidad natural hace que se deban tomar muchas decenas de muestras de una unidad de muestreo para poder hacer un seguimiento con un nivel de error aceptable, cosa que generalmente no se hace, y a que los cambios temporales del contenido de materia orgánica del suelo son muy lentos y pequeños (Alvarez 2007). Por ejemplo, debido a la variabilidad natural, para no cometer un error mayor que un 0.1 % en la determinación de carbono orgánico de un suelo (equivalente a una variación del 5 % en un suelo con 2 g ha<sup>-1</sup> de carbono orgánico de 0 a 20 cm) deberían tomarse al menos unas 60 muestras por unidad de muestreo (Alvarez 2007). Una diferencia de este nivel entre momentos o tratamientos diferentes es muy grande, equivalente al que puede producirse cuando se cambia el uso del suelo de agrícola a pastoril o viceversa, luego de dos o tres años de implementar el manejo diferente (Alvarez 2007). Por lo tanto, podría fácilmente confundirse el efecto de tratamiento con la variabilidad natural impidiendo detectar con seguridad los cambios del contenido de carbono inducidos por el manejo. Diferencias entre manejos menos contrastantes generalmente requieren tiempos mas prolongados aún para poder ser detectados o, simplemente, no pueden serlo a través del análisis de carbono o nitrógeno en la materia orgánica del suelo. Como el nivel de materia orgánica resulta del balance entre entradas y salidas al suelo, comprender que cambios induce el manejo sobre esas entradas y salidas no se logra sólo midiendo carbono o nitrógeno orgánicos y, menos aún, se puede predecir, sobre la base de esa sola medición, cómo evolucionará el contenido de materia orgánica edáfica en el futuro.



El balance de masas es una herramienta útil para comprender cómo ciclan el carbono y nitrógeno en los ecosistemas terrestres, cuantificando los flujos de entrada y salida a los distintos reservorios de estos elementos y permitiendo también estimar futuros cambios (Aber, Melillo, 1991). Esta herramienta ha sido usada para estudiar el funcionamiento de numerosos ecosistemas, entre ellos los ecosistemas cultivados (Andren et al., 2001). Como los flujos de entrada y salida de carbono a un ecosistema son mucho mayores que los cambios de su contenido de carbono, el balance permite determinar si el sistema está ganado o perdiendo carbono, cosa que no podría determinarse midiendo variaciones en el tamaño de los reservorios de carbono (Falgaie et al., 2002, Rees et al., 2005). En el caso de los ecosistemas cultivados con cultivos anuales, resulta muy similar estimar el balance de carbono a nivel de todo el agrosistema o a nivel de suelo, pues el cultivo dura solo unos meses y representa una cantidad pequeña del carbono secuestrado en el sistema. Por ejemplo, en la Región Pampeana mientras que en la biomasa del cultivo podemos encontrar unas pocas toneladas de carbono por hectárea (Alvarez 2006), en la materia orgánica del suelo se retienen entre decenas y cientos de toneladas (Alvarez 2005 b).

El balance de carbono del suelo consiste en determinar las entradas y salidas del elemento al sistema suelo. Según el signo de la diferencia entre los flujos de carbono de entrada y salida se puede estimar si el suelo está ganando o perdiendo carbono. En un agrosistema cultivado la entrada de carbono al suelo se produce principalmente por los residuos de los cultivos y las salidas por la respiración heterótrofa (Figura 2). Midiendo estos flujos es posible entender cómo funciona el sistema y en qué dirección varía su contenido de carbono en lapsos de tiempo cortos. Esta metodología se ha aplicado con éxito muchas veces en sistemas cultivados (Buyanovsky et al., 1987, Curtin et al., 2000, Duiker, Lal 2000, Koizumi et al., 1993). El balance de masas es suficientemente sensible y versátil como para detectar cambios de stock de carbono de los reservorios del agrosistema de entre unas pocas decenas de kilogramos de carbono hasta varias toneladas por hectárea (Baker, Griffis 2005, Hollinger et al., 2005, Suyker et al., 2004, Verna et al., 2005).

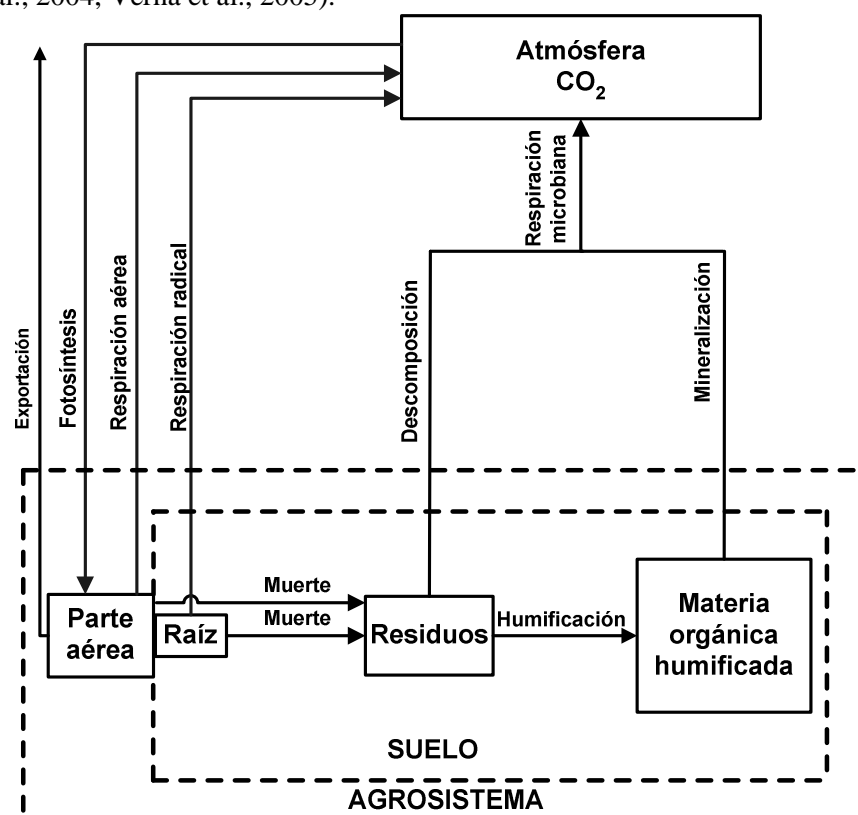


Figura 2. Esquema del ciclo de carbono en un agrosistema. Se han indicado con los recuadros en líneas llenas los principales reservorios de carbono, delimitando el sistema suelo y el agrosistema con líneas de puntos. Las flechas simbolizan los flujos de carbono más importantes. Adaptado de Alvarez (2006).

Como ocurre con el carbono, detectar cambios de los contenidos de nitrógeno orgánico de un agrosistema o de un suelo es muy difícil, o imposible, en períodos de tiempo cortos, de meses o pocos años. Esto se debe a que dichos cambios son generalmente del orden de unas decenas de kilogramos, mientras que el sistema acumula varios miles de kilogramos de nitrógeno por hectárea (Alvarez 2006). En consecuencia, el balance de masas es la herramienta más simple para estimar cambios de contenidos de nitrógeno y hacer proyecciones a futuro.

El balance se puede calcular a nivel del agrosistema o del suelo, con lo que se estima si el sistema está ganando o perdiendo nitrógeno, o puede plantearse al nivel de alguno de los reservorios. Cuando se plantea a nivel del nitrógeno mineral del suelo es posible transformar al balance en una metodología potencialmente útil para decidir dosis de fertilización nitrogenada necesaria para los cultivos y, entre otras cosas, estimar también la capacidad de mineralización de nitrógeno desde los reservorios orgánicos (Meisinger 1984).

El balance se plantea teniendo en cuenta las principales entradas y salidas de nitrógeno al sistema elegido para calcularlo, basándose en el conocimiento del ciclo del elemento en el agrosistema (Figura 3). Así por ejemplo, si se plantea para el suelo puede formularse de la siguiente manera en casos donde la erosión no representa un flujo importante de entrada o salida de nitrógeno al sistema:

$$\Delta N \text{ suelo} = (N \text{ residuos muertos} + N \text{ lluvia} + N \text{ fertilizante} + N \text{ fijado del aire}) - (N \text{ exportado por cosecha} + N \text{ volatilizado} + N \text{ desnitrificado} + N \text{ lixiviado})$$

El resultado de este balance indica si el suelo gana o pierde nitrógeno y su cálculo tiene sentido cuando la preocupación es la degradación del suelo. Alternativamente puede plantearse el balance de nitrógeno para el componente de nitrógeno mineral (Alvarez 1999, Meisinger 1984):

$$\Delta N \text{ mineral} = (N \text{ mineralización} + N \text{ descomposición} + N \text{ lluvia} + N \text{ fertilización}) - (N \text{ absorción} + N \text{ inmovilización} + N \text{ volatilización} + N \text{ desnitrificación} + N \text{ lixiviación})$$

En este modelo  $\Delta N$  mineral simboliza la diferencia entre los contenidos de nitrógeno mineral del suelo al inicio y al final de un dado período, por ejemplo del ciclo del cultivo. Reordenando esta ecuación se puede despejar la cantidad de nitrógeno liberada por los reservorios orgánicos del suelo durante el ciclo del cultivo. Como generalmente no se separan los aportes de nitrógeno generados por descomposición de residuos de cultivos antecesores y la mineralización de nitrógeno desde la materia orgánica humificada y, por otro lado, tampoco se evalúan las pérdidas, la inmovilización y los aportes por lluvia, estos últimos poco importantes, el resultado suele denominarse mineralización neta aparente (Blankenau et al., 2000, Engels, Kuhlman 1993):

$$N \text{ min. neta ap.} = (N \text{ absorción} + N \text{ mineral final}) - (N \text{ mineral inicial} + N \text{ fertilización})$$

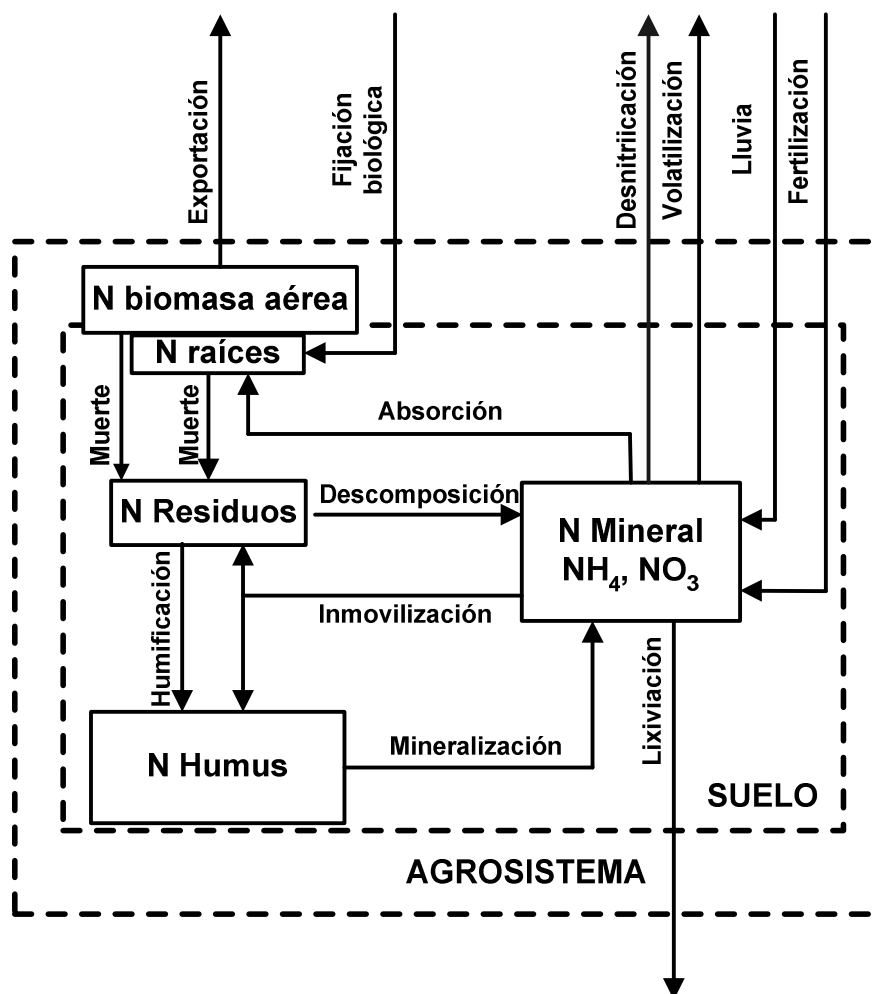


Figura 3. Esquema del ciclo de nitrógeno en un agrosistema bajo cultivo agrícola. Se han indicado con los recuadros en líneas llenas los principales reservorios de nitrógeno, delimitando el sistema suelo y el agrosistema con líneas de puntos. Las flechas simbolizan los flujos de nitrógeno más importantes. Adaptado de Alvarez (2006).

La metodología del balance ha sido intensamente usada en experimentos a campo para estudiar la dinámica del nitrógeno. Se ha aplicado en muchas partes del Mundo para estimar mineralización en ecosistemas bajo cultivo (Blankenau, Olf 2001, Delphin 2000, Egelkraut et al., 2003). En ecosistemas naturales, con niveles extremadamente bajos de disponibilidad de nitrógeno, podría no ser aplicable, debido a que las plantas absorben una porción importante del nitrógeno que necesitan en forma orgánica (Schimel, Bennett 2004). En la porción húmeda de la Región Pampeana el balance ha permitido estimar la capacidad de los reservorios orgánicos de los suelos de aportar nitrógeno al cultivo de trigo (Alvarez et al., 2004, González Montaner et al., 1997) y las pérdidas de nitrógeno durante el ciclo de maíz (Sainz Rozas et al., 2004), pero no se ha aplicado en suelos de la Región Semiárida Pampeana.

### Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica del suelo

Entre las prácticas de manejo que pueden afectar el nivel de materia orgánica del suelo se encuentra el sistema de labranza. En Argentina se ha difundido durante los últimos años el sistema de siembra directa como una alternativa a los manejos con labranza del suelo previo a la siembra de los cultivos. En la actualidad se realiza bajo siembra directa 60 a 80 % de la superficie cultivada con los principales cultivos en la Región Pampeana (AACREA 2008, SAGPyA 2008). Este sistema lleva generalmente a un incremento del nivel de materia orgánica del suelo, el que se ha reportado en regiones agrícolas de EEUU (Kern, Johnson 1993, Peterson

et al., 1998), las Praderas Canadienses (McConkey et al., 2003, VandenBygaart et al., 2003) y en la Región Pampeana (Steinbach, Alvarez, 2006). Sin embargo, en algunas regiones no se han observado estos incrementos como en suelos de Illinois (Needelman et al., 1999), el este de Canada (Gregorich et al., 2005, VandenBygaart et al., 2002) y en algunas regiones de Australia (Chan et al., 2003). Las causas de estas diferencias no han sido aclaradas.

A nivel global las revisiones realizadas indican que en general es esperable un incremento del contenido de carbono y nitrógeno orgánico de los suelos por adopción de siembra directa en suelos previamente labrados (Alvarez 2005a, Six et al., 2002, West, Post 2002). Los incrementos de carbono medios esperables varían entre 2 y 12 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Alvarez 2005 a, West, Post 2002). La magnitud de estos incrementos parece estar asociada a la intensidad de la rotación agrícola (West, Post 2002) pero no al clima y la textura del suelo (Alvarez 2005 a, West, Post 2002). Extrapolando resultados de experimentos, se ha estimado cual es la capacidad de secuestro de carbono de los suelos al implementar siembra directa en grandes áreas. Se han estimado así velocidades de secuestro de carbono de alrededor de 0.4-0.5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para zonas agrícolas de EEUU (Franzluebbers 2005, Johnson et al., 2005b) y de un 10 % del contenido de carbono en el estrato 0-20 cm de suelos de la Unión Soviética (Gaston et al., 1993) y del 6 % en la Región Pampeana (Steinbach, Alvarez 2006), siendo en este último caso proporcionalmente más importantes los aumentos en suelos de la zona semiárida que en la porción húmeda de la región. Para estimaciones a nivel global el IPCC recomienda un factor de 1.1 (10 % de aumento) para estimar incrementos de materia orgánica de los suelos en el estrato superficial cuando se pasa de manejos con labranza a siembra directa (IPCC 1997).

Mejor definidos que los efectos sobre el total de carbono y nitrógeno orgánicos del suelo que tienen los sistemas de labranza, son los efectos de éstos sobre la distribución de la materia orgánica en el perfil del suelo y su composición. Debido a que bajo siembra directa no se remueve el suelo ni se entierra el rastrojo del cultivo anterior, se produce una concentración de los aportes de residuos vegetales sobre la superficie y en los primeros centímetros del perfil, estando por el contrario dichos residuos distribuidos más uniformemente hasta la profundidad de labranza en sistemas de manejo con remoción del suelo, especialmente cuando se usan arados (Staricka et al., 1991, Tebrügge, Düring 1999). Esto genera un aporte diferencial de carbono a los distintos estratos del suelo y, consecuentemente, la estratificación de los contenidos de carbono (Bayer et al., 2006, Godsey et al., 2007, Jantalia et al., 2007) y nitrógeno orgánico (Dolan et al., 2006, Gál et al., 2007, Wright et al., 2007) bajo siembra directa, siendo relativamente uniforme la concentración de materia orgánica hasta la profundidad de remoción en sistemas con labranza. Por lo tanto, el nivel de materia orgánica es generalmente muy diferente en los primeros 5-7 cm del suelo al comparar siembra directa con suelos arados, siendo pequeñas o nulas las diferencias mas abajo. Los mayores contenidos de materia orgánica en la capa superficial de suelos no labrados implican una aumento principalmente de las formas más lábiles (Denef et al., 2007, Oorts et al., 2007a, Zotarelli et al., 2007). Se ha atribuido este fenómeno en parte a la protección que ejercen los agregados del suelo no rotos por la labranza, que recubren los residuos vegetales y los protegen de la descomposición (Balesdent et al., 2000, Denef et al., 2004, Simpson et al., 2004). Los efectos descriptos han sido observados también en la Región Pampeana, donde se ha reportado acumulación de formas lábiles de carbono (Alvarez et al., 1995a) y nitrógeno (Alvarez et al., 1998a) orgánico en los primeros 5 cm de suelos bajo siembra directa en comparación a suelos arados.

### **Flujos de carbono en el agrosistema en relación al sistema de labranza**

Los sistemas de labranza conservacionista, y especialmente la siembra directa, al dejar parte o todo el residuo generado por la biomasa aérea de los cultivos sobre la superficie del suelo, determinan una marcada disminución de la erosión (Gilley et al., 1986, Nordstrom, Hotta 2004). Este proceso puede representar un flujo de pérdida de carbono y nitrógeno del suelo en las zonas erosionadas o un flujo de entrada en las zonas de deposición (Gregorich et al., 1998, Lal 1998). Generalmente en los suelos agrícolas predomina el proceso de pérdida de materiales y de la materia orgánica asociada a ellos, siendo el destino final de los sedimentos zonas deposicionales en los continentes y los océanos (Cihacek, Swan 1994, Lal 1998). El proceso de

erosión no solo lleva a la disminución del contenido de materia orgánica de los suelos cultivados sino también de su productividad (Biggelaar et al., 2001, Lal 1998). La intensidad de este proceso es muy variable pero generalmente la cantidad de carbono que se pierde por él es del orden de unas decenas de kilogramos de carbono por hectárea por año (Hao et al., 2001, Lee et al., 1996), siendo entre uno y tres órdenes de magnitud inferior a los otros flujos de entrada y salida de carbono del agrosistema (Rees et al., 2005). Por ejemplo, en la Región Semiárida Pampeana se han medido flujos de suelo por erosión del orden de 4 a 900 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Buschiazzi et al., 2007). En función del contenido de materia orgánica de los suelos donde se han determinado estos flujos puede estimarse un flujo de carbono orgánico por erosión de unos 10 kg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estos flujos son unas 100 veces menores a los flujos de pérdida de carbono por respiración que se han medido en suelos pampeanos (Alvarez, Alvarez 2001).

El flujo de entrada de carbono al suelo más importante es el aporte de residuos vegetales. En sistemas cultivados con especies anuales este flujo está representado por los rastrojos y raíces de los cultivos agrícolas. La producción de residuos está regulada por la especie vegetal y las condiciones de crecimiento, estando moderadamente correlacionada con el rendimiento en grano de esos cultivos (Alvarez 2006). En consecuencia, las prácticas de manejo que afectan el rendimiento pueden impactar sobre el retorno de residuos y el flujo de entrada de carbono al suelo.

Existe mucha información sobre cómo afectan los sistemas de labranza los rendimientos de los principales cultivos pero muy poca sobre su influencia en los aportes de carbono al suelo. Respecto de los efectos sobre los rendimientos, se han reportado resultados contradictorios. En algunos casos se ha observado que los rendimientos no son afectados por el sistema de labranza, tanto de cultivos de verano (Licht, Al-Kaisi 2005, Singer et al., 2004, Vetsch, Randall 2002) como de invierno (Hernanz et al., 2002, López-Fando et al., 2007, Zentner et al., 2002). En otros casos, por el contrario, se han reportado rendimientos diferentes entre sistemas de labranza, siendo a veces superiores cuando se implementa siembra directa (Hemmat, Eskandari 2004, Lafond et al., 2006, Tarkalson et al., 2006) o, contrariamente, bajo manejos con laboreo (Anken et al., 2004, Drury et al., 2003, Josa, Hereter 2005). El problema de la interpretación de los resultados de rendimientos generados en experimentos de labranzas es la existencia de interacciones entre el sistema de labranza y el cultivo considerado (Ordóñez et al., 2007, Wilhelm, Wortmann, 2004), la rotación (Ribera et al., 2004, Temperly, Borges, 2006), la dosis de fertilización nitrogenada (Halverson et al., 2000, Machado et al., 2007), las condiciones climáticas del año (De Vita et al., 2007, Pedersen, Lauer 2003) y la fecha de siembra (Sainju, Singh 2001).

Dos efectos generalizados de implementar siembra directa en relación a sistemas que usan labranza son el incremento de la humedad del suelo (Hatfield et al., 2001, Nielsen et al., 2005, Rasmussen 1999) y la disminución del nivel de nitrógeno mineral disponible para los cultivos (Malhi et al., 2001, Silgram, Shepherd 1999). Estos efectos determinan que bajo siembra directa tienda a ser mayor el rendimiento de los cultivos en zonas semiáridas (Triplett, Dick 2008) o en años secos (Wang et al., 2007), y la necesidad de incrementar las dosis de fertilizantes nitrogenados en manejos sin labranza para igualar los rendimientos que se logran en sistemas con remoción del suelo (Martens 2000, Silgram, Shepherd 1999, Triplett, Dick 2008). Podría esperarse entonces que en regiones semiáridas, bajo un adecuado suministro de nitrógeno, los cultivos alcancen mayores rendimientos y generen superiores aportes de residuos al suelo bajo siembra directa que en manejos con labranza.

Las salidas principales de carbono de los agrosistemas son la cosecha de grano y la respiración autótrofa y heterótrofa. Desde el suelo, la salida está representada básicamente por la respiración de las raíces y la de los microorganismos que degradan los residuos vegetales y la materia orgánica humificada (Kuzakov 2006). Esta última es la única vía significativa de pérdida de carbono desde los componentes orgánicos del suelo. La respiración de las raíces de los cultivos representa, según la especie considerada y el momento del ciclo de desarrollo en que se determine, entre 0 y 60 % de la respiración total del suelo (Kuzakov, Larionova 2005, Rochette et al., 1999b, Wagner, Buyanovsky 1989). La integración para todo el ciclo de cultivo de especies como trigo y maíz arroja valores de alrededor del 30 % del total de carbono respirado por el suelo originado en la respiración de las raíces (Kuo et al., 2007, Raich, Mora

2005). En la Pampa Ondulada se ha estimado que del total de carbono emitido por los suelos anualmente un 20 % es producido por las raíces de los cultivos en la rotación trigo-soja de segunda, sin efecto significativo del sistema de labranza sobre la fracción de la respiración del suelo originada en las raíces (Alvarez et al., 1996).

La mayor parte del flujo de CO<sub>2</sub> que generan los suelos agrícolas proviene de la degradación de residuos vegetales y materia orgánica. Si bien es mucho mayor la cantidad de carbono en la materia orgánica que la que se encuentra en residuos, al ser éstos mas fácilmente degradables, una proporción importante de la respiración del suelo se puede generar durante su descomposición. A medida que aumenta el contenido de carbono orgánico se incrementa la respiración heterotrófica del suelo (Chavallier et al., 2006, La Scala et al., 2000b, Tufekcioglu et al., 2001). También es mayor la respiración microbiana al incrementarse la cantidad de residuos vegetales (Duiker, Lal 2000, Jacinthe et al., 2002). Del total de CO<sub>2</sub> emitido por los suelos un 10 a un 80 % puede generarse en la descomposición de residuos, según la abundancia relativa de éstos (Buyanovsky et al., 1987, Curtin et al., 1998, Jacinthe et al., 2002). Al incorporarlos en sistemas de manejo con labranza, se incrementa su velocidad de descomposición, siendo también mayor la emisión inicial de CO<sub>2</sub> desde los mismos en relación a sistemas que dejan los rastros sobre la superficie del suelo (Alvarez et al., 2001, Curtin et al., 1998).

La temperatura y la humedad son factores ambientales con muy alto impacto sobre la respiración edáfica (Raich 1992). En ecosistemas de regiones templadas la temperatura regula fuertemente la emisión de CO<sub>2</sub> desde el suelo, siendo su efecto generalmente mas importante que el del contenido de agua, tanto en ecosistemas naturales (Fang, Moncrieff 2001, Lee et al., 2007, Moissier et al., 2002), como cultivados (Ding et al., 2007, Han et al., 2007, Moissier et al., 2006). Esta tendencia se ha observado en los suelos de la porción húmeda de la Región Pampeana (Alvarez, Alvarez 2001). Sin embargo, en ecosistemas tropicales (Fernández et al., 2002, McCulley et al., 2007) y áridos a semiáridos (Akinremi et al., 1999, Conant et al., 2000, Frank et al., 2002) el contenido de humedad del suelo puede también afectar significativamente el flujo de CO<sub>2</sub> desde el suelo a la atmósfera, por pasar a ser la disponibilidad de agua una limitante importante de la actividad biológica. Bajo sistemas de labranza conservacionista, y especialmente bajo siembra directa, los suelos están más fríos, por estar cubiertos por rastrojo (Grant et al., 1990, Fortin 1993). Esto ha sido registrado en la porción húmeda de la Región Pampeana donde se han medido mayores temperaturas en verano en manejos con labranza respecto de siembra directa (Alvarez et al., 2001). Como posible consecuencia de las más altas temperaturas en algunos momentos del año en sistemas con laboreo, la emisión estacional o anual de CO<sub>2</sub> a la atmósfera es muchas veces mayor bajo estos sistemas de labranza que bajo siembra directa en zona tropicales (Passianato et al., 2003) y templadas (Brye et al., 2006, Curtin et al., 2000, Franzluebbers et al., 1998, Rochette et al., 1999a). Sin embargo, en algunos casos en regiones semiáridas templadas, no se han encontrado diferencias en la emisión de CO<sub>2</sub> entre sistemas manejados con y sin labranza (Franzluebbers et al., 1995) o incluso mayores niveles de respiración del suelo en sistemas bajo siembra directa (Hendrix et al., 1988, Oorts et al., 2007b). Esto podría atribuirse a que las mayores temperaturas registradas en sistemas con labranza respecto de siembra directa generarían niveles más altos de actividad microbiana y mayores flujos de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera en el primer caso, pero este fenómeno podría estar compensado por una mayor respiración heterótrofa en suelos bajo siembra directa, generada por contenidos de agua mayores en este sistema de labranza en zonas semiáridas.

### **Flujos de nitrógeno en el suelo afectados por el sistema de labranza**

Los menores niveles de nitrógeno mineral disponible encontrados en suelos bajo siembra directa respecto de suelos labrados pueden deberse al impacto de la labranza sobre la descomposición de los residuos vegetales. Cuando se incorporan los residuos éstos se descomponen mas rápido que cuando son dejados sobre la superficie del suelo tanto en zonas tropicales (Cogle et al., 1987), como templadas (Ghidey, Alberts 1993, Lachnicht et al., 2004, Stott et al., 1990) y frías (Burgess et al., 2002). Esto parece deberse a la protección que ejerce el suelo de la desecación llevando a mayores niveles de humedad en el material enterrado respecto del superficial. El contenido de agua del material en descomposición es un factor regulador de

su velocidad de descomposición (Coppens et al., 2006, De Santo et al., 1993), habiéndose reportado en la Región Pampeana que residuos de maíz enterrados tienen mayores niveles de humedad que cuando son dejados sobre la superficie del suelo (Sánchez 1988).

A medida que avanza el proceso de descomposición y disminuye la masa de material remanente su contenido total de nitrógeno puede aumentar o disminuir dependiendo de la concentración inicial del elemento (Jensen et al., 2005, Seneviratne 2000, Trinsoutrot et al., 2000a). Cuando aumenta el contenido de nitrógeno del material, proceso que ocurre en residuos con baja concentración inicial de nitrógeno, se produce la inmovilización del nitrógeno del suelo. Contrariamente, al disminuir la cantidad de nitrógeno retenida en el material en descomposición el elemento se libera al suelo (Janssen 1996, Trinsoutrot et al., 2000b). Esto puede afectar la disponibilidad de nitrógeno para los cultivos (Aulakh et al., 2001). En el largo plazo, todo el material vegetal se descompone y libera su nitrógeno (Burges et al., 2002, Kalburtji, Mamolos 2000). La liberación es más lenta (Schomberg, Steiner 1999) o se produce inmovilización (Frey et al., 2000) bajo siembra directa en comparación a sistemas de labranza en los que los residuos son incorporados. Por ello es posible que en ambientes semiáridos sean mas prolongados los períodos durante los cuales no se libera nitrógeno desde los residuos en descomposición que en ambientes húmedos, afectando esto marcadamente la disponibilidad de nitrógeno para los cultivos. Esto es esperable pues la humedad del suelo afecta profundamente la velocidad de descomposición (Andrén et al., 1993, Cortez 1998, Singh, Shekhar 1989), siendo por lo tanto el proceso más rápido en zonas húmedas que en la semiáridas (Austin 2002).

Si bien bajo siembra directa es esperable que se acumulen residuos respecto de sistemas con labranza, la magnitud de esta acumulación es muy variable, siendo generalmente escasa en la Región Pampeana (Alvarez et al., 1991, 2008, Sánchez, 1988, Santanatoglia et al., 1989). Esto hace que los efectos descriptos anteriormente puedan producirse en sistemas nuevos o también en sistemas con varios años de siembra directa. La compensación que podría existir entre masa de residuos acumulada y la menor velocidad de descomposición bajo siembra directa sobre la liberación del nitrógeno, comparándola a la que se produce bajo sistemas con remoción, puede no existir.

En la porción húmeda de la Región Pampeana se ha reportado una velocidad mayor de descomposición de residuos de cultivos de soja, maíz y trigo en manejos con labranza respecto de siembra directa (Alvarez et al., 1991, Sánchez, 1988, Santanatoglia et al., 1989) y una rápida liberación de nitrógeno en ambos manejos para diferentes tipos de residuos (Alvarez et al., 2008). En la porción semiárida de la región estos procesos no se han estudiado.

## **Objetivo 1**

Determinar cómo afectan los sistemas de labranza a los flujos de entrada y salida de carbono del suelo.

### **Hipótesis asociadas al objetivo 1**

- 1) La mayor humedad del suelo bajo sistemas de manejo sin labranza determina una mayor producción de biomasa por los cultivos y superiores aportes de carbono como residuos bajo escenarios de disponibilidad de nitrógeno no limitante y clima semiárido-árido.
- 2) La mayor temperatura del suelo bajo sistemas con labranza se contrapone con el nivel más alto de humedad bajo siembra directa en ambientes semiáridos. En consecuencia, la emisión de CO<sub>2</sub> generada por respiración heterótrofa no difiere entre estos sistemas de labranza bajo escenarios con escasa diferencia en los pools de carbono orgánico del suelo.

## **Objetivo 2**

Evaluar la magnitud de los procesos de liberación de nitrógeno y de inmovilización en los residuos vegetales en descomposición según el sistema de labranza.

**Hipótesis asociada al objetivo 2**

La menor velocidad de descomposición de los residuos del cultivo antecesor bajo siembra directa respecto de manejos con labranza determina que durante el período de alta demanda de nitrógeno por parte de los cultivos se produzca inmovilización o menor liberación de este nutriente en el sistema sin labranza en un ambiente semiárido por no haber avanzado la descomposición lo suficiente como para liberar nitrógeno desde los residuos



## CAPITULO 2: SITIO EXPERIMENTAL

### Características de la Región Semiárida Pampeana

La Región Semiárida Pampeana está constituida por el este de la Provincia de La Pampa, el sur de las Provincias de San Luis y Córdoba y el extremo noroeste de la Provincia de Buenos Aires. Anualmente, según la ubicación, se registran entre 500 y 800 mm de lluvia, las que se concentran durante el período primavera-verano. Aún así en la estación estival se dan los mayores déficits hídricos, fuertemente limitantes para los cultivos (Figura 4). La temperatura media anual varía entre 14 °C y 16 °C según el sitio considerado.

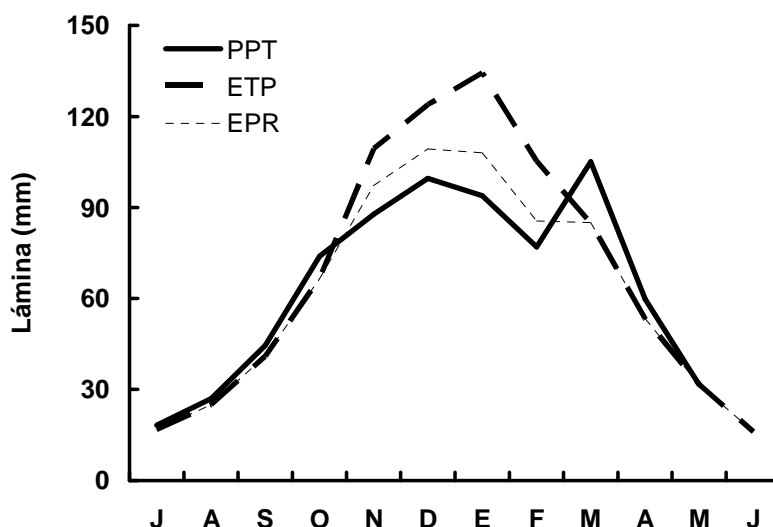


Figura 4. Balance hídrico de la localidad de Anguil, Provincia de La Pampa para el período 1973-2007. El balance hídrico está calculado para una capacidad de campo de 250 mm a una profundidad de 100 cm. PPT: precipitación, ETP: evapotranspiración potencial, EPR: evapotranspiración real.

El área agropecuaria de la Provincia de La Pampa posee suelos clasificados mayormente como Haplustoles Enticos y Ustipsamientos Típicos, distribuidos en las unidades geomorfológicas de la Planicie Medanosa y la Planicie con Tosca. La Planicie Medanosa posee suelos arenoso-francos y profundos, con muy bajos niveles de materia orgánica (INTA et al., 1980). En la Planicie con Tosca los suelos presentan texturas franco-arenosas a francas y capas de tosca a profundidades variables de entre 30 a 150 cm (INTA et al., 1980, Romano, Roberto 2007).

Los sistemas de producción son mixtos, basados en rotaciones de cultivos anuales y pasturas perennes en base a leguminosas, siendo la más común alfalfa (Viglizzo et al., 2001). Durante los últimos 60 años se usaron sistemas intensivos de labranza y como resultado de esto se produjo una moderada a severa degradación de los suelos debida a erosión hídrica y eólica. En los últimos años se ha producido una mayor agriculturización de la región, con caídas de materia orgánica y estabilidad estructural de los suelos, incrementándose la susceptibilidad a las compactación (Quiroga et al., 1996b). Este fenómeno ha sido facilitado por un aumento en las precipitaciones que permitieron incorporar a los sistemas productivos cultivos como el girasol (*Helianthus annuus* L.) y más recientemente la soja (*Glycine max* (L) Merr.). Como consecuencia se produjeron pérdidas netas de carbono orgánico y de nutrientes de los suelos (Bernardos et al., 2001, Hevia et al., 2003, Quiroga et al., 1996a). Los sistemas bajo labranza conservacionista fueron introducidos recientemente en el área (Bernardos et al., 2001) para prevenir la degradación del suelo (Buschiazzo et al., 1998). En la región se cultiva bajo siembra

directa unas 3 Mha siendo los cultivos donde principalmente se aplica soja, trigo (*Triticum aestivum* L) y maíz (*Zea mays* L) (AAPRESID 2003, Gob. Prov., La Pampa. 2007).

### Diseño experimental

Se realizó un experimento en el campo experimental de la Estación Experimental Agropecuaria Anguil INTA en la Provincia de La Pampa (36° 30' S, 63° 49' O, 165 m.s.n.m.) instalado en 1998. La precipitación anual promedio del período 1913-2000 fue 664 mm, habiéndose incrementado en las últimas décadas (1970-2000) a 760 mm, siendo muy amplia la variabilidad interanual (400 a 1000 mm). El 75 % de las precipitaciones se produce en primavera y verano. Durante el desarrollo del experimento la precipitación anual fue de 775 mm en 1998, 938 mm en 1999, 606 mm en 2000, 1150 mm en 2001, 745 mm en 2002 y 450 mm en 2003. Para el lapso agosto de 2000 a julio de 2003, durante el cual se realizaron las evaluaciones mas abajo descriptas, el promedio anual de lluvias fue de 829 mm. La temperatura media anual del sitio es de 16 °C.

El suelo era un Haplustol Entico con un horizonte A de 18 cm y una capa de tosca a profundidad variable entre 80 y 130 cm, estando los primeros 25 cm del perfil libres de carbonatos y presentando textura franca. La capacidad de campo del suelo (34.5 kPa) era 280 mm y el punto de marchitez permanente (1.5 MPa.) 110 mm en el primer metro del perfil, determinadas con platos de membrana porosa (Klute 1986).

El sitio había estado bajo agricultura continua con labranza convencional (arado rastra y arado de discos) por 20 años, siendo la rotación: trigo-campo natural-sorgo (*Sorghum bicolor* (L) Moenh)-sorgo. En 1998 se delimito un área de 53 x 220 m que se subdividió en dos parcelas constituidas por 36 subparcelas (unidades de muestreo) de 165 m<sup>2</sup> cada una (Figura 5) y bordura. En el centro de cada unidad de muestreo se muestreó el suelo con barreno para determinar la profundidad del horizonte petrocálcico y se tomaron muestras en capas de 25 cm hasta los 100 cm de profundidad, o hasta la capa de tosca, para la determinación de sus propiedades físicas y químicas. Para la determinación de la densidad aparente en capas de 5 cm hasta los 25 cm de profundidad se usaron cilindros de acero de 250 cm<sup>3</sup>. La textura se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos, la capacidad de intercambio catiónico por el método del acetato de sodio, el pH usando una relación suelo:agua 1:2,5, el fósforo extractable por el método de Bray 1, el carbono orgánico por Walkey-Black y el nitrógeno orgánico por Kjeldahl (Tabla 1) aplicando en todos los casos metodologías de rutina (Klute 1996, Sparks 1996).

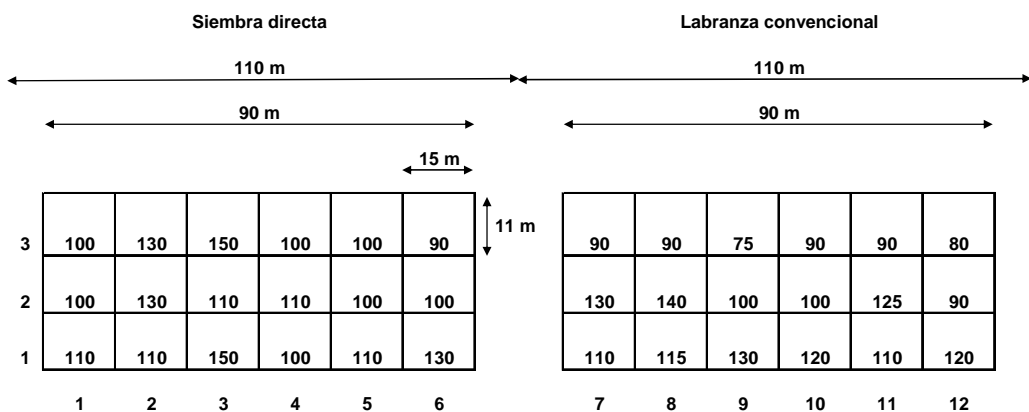


Figura 5. Diagrama del diseño del experimento. El área experimental se dividió en 2 parcelas de 11 m x 110 m. Cada parcela se dividió a su vez en 18 subparcelas (unidades de muestreo) de 11 m x 15 m, dejando una bordura de 10 m alrededor de las parcelas. Los números 1 a 3 indican la ubicación en el eje y y de cada subparcela y los números 1 a 12 la ubicación de la misma en el eje x. Los números dentro de las subparcelas indican la profundidad de la tosca en centímetros en cada subparcela.

Tabla 1. Características de las parcelas destinadas a siembra directa y labranza convencional antes de instalar el experimento

Variables de suelo	unidades	Siembra Directa		Labranza Convencional	
		Promedio	Error estandar	Promedio	Error estandar
Profundidad de horizonte petrocalcico	cm	113	4.19	107	4.48
Densidad aparente 0-25 cm	g ml <sup>-1</sup>	1.18	0.00236	1.18	0.00943
Arena 0-25 cm	g kg <sup>-1</sup>	512	11.10	546	13.3
Arena 25-100 cm	g kg <sup>-1</sup>	537	4.90	543	6.93
Limo 0-25 cm	g kg <sup>-1</sup>	390	8.23	364	13.2
Limo 25-100 cm	g kg <sup>-1</sup>	393	5.49	380	8.16
Arcilla 0-25 cm	g kg <sup>-1</sup>	98.40	5.52	89.50	4.01
Arcilla 25-100 cm	g kg <sup>-1</sup>	70.10	3.51	76.70	3.06
Capacidad de intercambio catiónico 0-25 cm	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	18.70	0.209	19.50	0.483
Calcio	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	12.00	0.212	12.40	0.462
Magnesio	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	0.634	0.148	0.772	0.176
Potasio	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	2.81	0.087	2.34	0.077
Sodio	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	0.589	0.060	0.323	0.115
Hidrógeno	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	2.72	0.209	3.82	0.375
pH en agua (1:2,5) 0-25 cm		6.16	0.0735	6.07	0.119
pH en agua (1:2,5) 25-100 cm		7.10	0.0773	7.41	0.117
Fósforo disponible (Bray 1) 0-25	mg kg <sup>-1</sup>	15.40	0.898	14.40	0.818
Carbono orgánico 0-25 cm	g kg <sup>-1</sup>	12.10	0.467	11.70	0.486
Nitrógeno orgánico 0-25 cm	g kg <sup>-1</sup>	1.06	0.0257	1.05	0.0218

Se implementaron dos sistemas de labranza, uno en cada parcela, siembra directa, en el cual no se hacían labranzas y las malezas eran controladas con glifosato (*N*-(fósforometil), y labranza convencional, donde el suelo se araba a 15-18 cm de profundidad con arados de discos tres meses antes de la siembra de los cultivos, refinando la cama de siembra con rastra de discos. La rotación implementada fue similar a la utilizada en la región: trigo en 1998, girasol en 1999/00, avena (*Avena sativa* L.) + vicia (*Vicia sativa* L.) en el 2000, maíz en el 2001/02, trigo en 2002, y avena para corte en el 2003. Se aplicaron herbicidas selectivos a ambos tratamientos de labranza. Los cultivos de avena + vicia, maíz y trigo se fertilizaron con 44-50 kg N ha<sup>-1</sup> aplicados al voleo a la siembra. Se utilizó para las operaciones de labranza, siembra y protección de los cultivos maquinaria comercial y para la cosecha una cosechadora experimental.

### Análisis de la uniformidad inicial

Se testeó la inexistencia de diferencias en las principales propiedades del suelo entre parcelas, previas a la instalación de los tratamientos de labranza, para asegurar que las diferencias luego de aplicar los sistemas de labranza se debieran a los mismos y no a efecto parcela. Como la variación de las propiedades edáficas no es aleatoria (Webster 2000) y al usar pseudoreplicaciones para estimar el error experimental se inflan los grados de libertad del mismo, incrementándose la probabilidad de cometer errores de Tipo I (Hurlbert 1984, Johnson 2006), el centro de los análisis fue el uso de matrices de covarianza espacial que reflejaran la asociación estocástica entre muestras, la que a su vez afecta los grados de libertad del estimador del error usados para testear las diferencias entre tratamientos. Para ello, los datos del muestreo inicial realizado en 1998 fueron analizados usando un modelo de una vía con efectos de parcela y una estructura de covarianza espacial anisotrópica usando el PROC MIXED (SAS Institute 1999). Las coordenadas fueron las posiciones de las muestras en una grilla bidimensional.

Las medias y desviaciones estándar de las variables medidas en el suelo para las dos parcelas fueron similares (Tabla 1). Los patrones de la variabilidad espacial fueron determinados para todas las características evaluadas inicialmente, indicando que las mediciones no fueron independientes en ninguna de las variables. Por lo tanto, la covariación espacial debería ser considerada en todos los modelos de análisis de efectos tratamiento de labranza, siendo a la vez necesario corregir los grados de libertad para las pruebas del test de *F* (Kenward, Roger 1997). No se encontraron diferencias ( $P < 0.05$ ), sin embargo, entre las medias

de las parcelas que serían sometidas a los tratamientos de labranza, por lo que las diferencias que pudieran detectarse posteriormente entre sistemas de labranza podían ser atribuidas a los efectos de los tratamientos.

## CAPITULO 3: AGUA EN EL SUELO Y PRODUCTIVIDAD DE LOS CULTIVOS

### Introducción

Bajo sistemas de labranza conservacionista, y especialmente bajo siembra directa, el suelo queda parcial o totalmente cubierto de residuos durante el período de barbecho y las etapas tempranas del ciclo de los cultivos, período durante el cual bajo manejos con intensas labranzas, se encuentra normalmente al suelo desnudo (Unger 1994, Unger, McCalla 1980, Tebrügge, Düring 1999). Esta diferencia de cobertura y albedo genera cambios en los flujos de energía del suelo como consecuencia de los cuales los suelos sometidos a sistemas con labranzas intensas que incorporan los residuos tienen temperaturas más altas que los manejados bajo siembra directa (Fortin 1993, Grant et al., 1990).

La cobertura de parte de la superficie del suelo y la menor temperatura pueden reducir las pérdidas de agua por evaporación bajo siembra directa (Hatfield et al., 2001, Martens 2000). Paralelamente a este proceso, la cobertura disminuye el escurrimiento de agua durante los eventos de lluvia (Mostaghini et al., 1992, Nielsen et al., 2005, Tebrügge, Düring 1999) y los incrementos de la conectividad del sistemas de poros que se producen bajo siembra directa, debido a la no remoción del suelo (Strudley et al., 2008), llevan en muchos casos a un incremento de la velocidad de infiltración de agua (Arshad et al., 1999, Martens 2000, Nielsen et al., 2005), aunque no siempre (Rasmussen 1999, Singh, Malhi 2006). Pueden atribuirse estos resultados contradictorios a la variación temporal del proceso de infiltración, que en sistemas con labranzas puede ser muy alta post disturbio pero decrece rápidamente algunas semanas después, pasando a ser mayor bajo siembra directa que con labranza, algunas veces incluso, después del primer ciclo de humedecimiento-secado (Strudley et al., 2008).

La resultante de los dos procesos descritos, disminución de la evaporación y del escurrimiento, lleva a que los suelos bajo siembra directa tengan mayores niveles de humedad que los labrados en muchos casos, tanto en ambientes fríos (Drury et al., 2003, Karunatilake et al., 2000, Lafond et al., 2006) como templados (De Vita et al., 2007, Josa, Heterer 2005, Ordóñez Fernández et al., 2007), sean ellos áridos (Josa, Heterer 2005, Ordóñez Fernández et al., 2007), semiáridos (Arshad et al., 1999, Lafond et al., 2006) o subhúmedos (De Vita et al., 2007, Drury et al., 2003, Karunatilake et al., 2000). Sin embargo, en algunos agrosistemas húmedos no se han detectado diferencias importantes en los contenidos de agua de suelos labrados o manejados bajo siembra directa (Alvarez et al., 1996, Vetsch, Randall 2002). Adicionalmente, en zonas semiáridas se han reportado generalmente mayores eficiencias de almacenaje y de uso del agua por los cultivos bajo siembra directa que utilizando manejos con labranzas (Nielsen et al., 2005).

En la porción húmeda de la Región Pampeana se ha observado escaso impacto de los sistemas de labranza sobre el contenido de agua de los suelos y la producción de residuos de los cultivos (Alvarez et al., 1995 a, b, 1998 a). Si bien la infiltración es mayor en sistemas manejados bajo siembra directa que en aquellos bajo labranza, esto no afecta lo suficiente los contenidos de agua del suelo como para impactar significativamente sobre los rendimientos de los cultivos (Alvarez, Steinbach, 2009) ni, posiblemente, sobre su producción total de biomasa. Por el contrario, en la Región Semiárida Pampeana no está claro cómo pueden afectar los posibles cambios de la humedad edáfica inducidos por los sistemas de labranza sobre las entradas de carbono a los suelos por la vía del aporte e residuos vegetales.

El objetivo de este capítulo es determinar el efecto del sistema de labranza, arado de disco o siembra directa, sobre el nivel de humedad de un suelo típico de la Región Semiárida Pampeana y las posibles consecuencias de cambios del contenido de agua del suelo sobre la producción de residuos y el aporte de carbono al suelo.

### Materiales y métodos

En el experimento descrito en el Capítulo 2 se realizó un seguimiento del contenido de agua del suelo de los dos sistemas de labranza testeados durante tres años. Se determinó con periodicidad aproximadamente mensual la humedad del suelo por gravimetría, en capas de 20

cm hasta la tosca o hasta 1 m de profundidad, tomando tres submuestras por subparcela, con barreno.

Para estimar los ingresos de carbono al suelo se recolectaron rastrojos y raíces de cada cultivo de la rotación en postcosecha. El rastrojo en superficie se recolectó usando recuadros (microparcels) de 25 x 25 cm, 6 por subparcela. Los rastrojos y las raíces enterradas fueron obtenidos a partir de muestras de suelo extraídas con un cilindro de 3000 cm<sup>3</sup> hasta los 20 cm de profundidad en la hilera y a distintas distancias de ésta sobre el entresurco. En cada subparcela (n= 18) se tomó una muestra sobre la hilera y otra sobre el entresurco. Los valores de ambas determinaciones se promediaron para tener un valor representativo de cada subparcela. El material vegetal se separó del suelo por una combinación de dispersión en agua, lavado y flotación, tamizando las muestras por 0.5 mm y separando raíces de residuos manualmente (Böhm 1979). Los residuos y raíces fueron secados (°C 60), pesados, y su carbono determinado por digestión (Amato 1983). El rendimiento en grano se midió por cosecha de una microparcels de 10 m<sup>2</sup> por subparcela en madurez fisiológica.

Para hacer una estimación de la biomasa total de raíces hasta 1 m de profundidad se asumió que las raíces de los primeros 20 cm del perfil representan 60 % de la biomasa hasta el metro (Jackson et al., 1996). La rhizodeposición, definida como el carbono dejado por las raíces en el suelo y no cosechado con éstas, originado por la descomposición de residuos de raíces, exudados y desprendimiento celular de la superficie de la raíz, fue estimado en un 8 % del total de carbono de la planta (Swinnen et al., 1994; Kisselle et al., 2001). El ingreso total de carbono al suelo fue calculado como la suma del carbono de rastrojos, raíces y rhizodeposición.

Los efectos de los tratamientos sobre la humedad del suelo se testearon modelando la evolución de la variable con un modelo semiparamétrico mixto estimando el valor para cada día de medición con B-splines (Cantet et al., 2005). Para comparar tratamientos se estimó la humedad ajustando diferentes curvas a cada tratamiento, cada una con una matriz de covarianza diferente. El modelo general puede ser escrito como:

$$y_{itk} = \sum_{j=1}^4 B_{ij}^{(tk)} b_j + e_{itk} \quad (1)$$

donde  $y_{itk}$  es la observación de humedad del suelo del tratamiento  $i$  ( $i = 1,2$ ) en el tiempo  $t$  ( $t = 1,2,..., 32$ ) en la posición  $k$  ( $k = 1,2,... 18$ ),  $B_{ij}^{(tk)}$  son los coeficientes cúbicos de las B-splines para la observación  $y_{itk}$ . Hay 4 coeficientes cúbicos de B-spline que suman 1 para cada día de medición. Los valores  $b_j$  son los "parámetros" de la curva que son tratados en la realidad como variables aleatorias, y  $e_{itk}$  es el término de error. La covarianza entre dos valores  $b_j$  diferentes separados por un intervalo de tiempo  $w$ ,  $b_j$  y  $b_{j+w}$ , es:

$$\text{cov} \left( b_t, b_{t+w} \right) = \left( 1 - \frac{w}{n_x} \right) \sigma_b^2 \quad (2)$$

donde  $n_x$  es el número de puntos de soporte (8 en esta aplicación) de la función B-spline y  $\sigma_b^2$  es la varianza de los valores  $b_j$ . Esta estructura de covarianza, descrita en detalle en otro lugar (Cantet et al., 2005), tiene la propiedad de imitar un decaimiento lineal de la correlación y es más parsimoniosa que un proceso AR (1) ya que hay un solo parámetro de varianza a estimar en cada curva ( $\sigma_{b^2}$ ). Los componentes de varianza ( $\sigma_{b1}^2, \sigma_{b2}^2, \sigma_e^2$ ) fueron estimados por REML

(Máxima verosimilitud residual o restringida, Patterson, Thompson 1971) usando el algoritmo EM (Expectation–Maximization). Los BLUPs (Mejores Predictores Lineales Insesgados, Henderson 1984) de los valores diarios de humedad de los dos sistemas de labranza se contrastaron con una  $F$  con los grados de libertad corregidos por el método de Kenward, Roger (1997). Se estimó el nivel de humedad promedio de los tratamientos para todo el período de medición haciendo un promedio diario de los BLUPs de la variable. El ajuste del modelo, la estimación de los componentes de varianza y el cálculo de los BLUPs y las pruebas  $F$  se

hicieron con un programa especialmente escrito en FORTRAN (suministrado por RJ Cantet, Facultad de Agronomía-Universidad de Buenos Aires).

Los rendimientos y aportes de biomasa fueron analizados usando PROC MIXED y un modelo de una vía con tratamientos fijos y una estructura de covarianza espacial. Las coordenadas usadas fueron las posiciones de muestreo en la grilla tratamiento x subparcela. Los grados de libertad para las pruebas de hipótesis se ajustaron por el método de Kenward, Roger (1997).

## Resultados

El contenido de agua del suelo siguió una variación estacional en los dos tratamientos de labranza con valores altos en invierno-primavera y los mas bajos en verano-principios de otoño, llegando en los tres años al punto de marchitez permanente en este período del año en todas las capas de suelo muestreadas e independientemente del sistema de labranza (Figura 6). La humedad fue en muchos muestreos mayor ( $P < 0.05$ ) bajo siembra directa que en el suelo arado. En el estrato 0 a 20 cm en 31 fechas de muestreo el tratamiento de siembra directa contenía mayor humedad que el tratamiento con arado de disco. En el estrato 0 a 60 cm el contenido de agua era mayor bajo siembra directa en 17 fechas de muestreo y en el estrato 0 a 100 cm en 15 fechas de muestreo. Las diferencias en el contenido de agua entre sistemas de labranza variaron según el momento de muestreo entre 4 y 14 mm en la capa de 0-20 cm, entre 2 y 26 mm en la capa de 0 a 60 cm y entre 3 y 70 mm en la capa de 0 a 100 cm. Se graficaron las diferencias de humedad entre sistemas de labranza en función de la temperatura del aire para determinar si había una tendencia estacional, no encontrándosela (resultados no presentados). No pudo asociarse tampoco las diferencias de humedad entre sistemas de labranza al tipo de cultivo. Durante los períodos críticos de siembra y floración de los cultivos el suelo tenía generalmente más agua disponible bajo siembra directa que bajo arado de disco. Considerando que el agua útil que podía almacenar el suelo era 170 mm hasta un metro, bajo siembra directa se almacenaba en muchos momentos alrededor de 20 % más que con labranza. El promedio del contenido de agua del suelo durante todo el período experimental fue significativamente más alto ( $P < 0.05$ ) bajo siembra directa que bajo labranza con arado de disco.

La producción de biomasa aérea fue mayor ( $P < 0.05$ ) bajo siembra directa que con labranza para todos los cultivos de la rotación (Tabla 2). La producción de biomasa de raíces también fue mayor bajo siembra directa en todos los cultivos menos trigo. De igual manera el rendimiento de los cultivos cosechados fue en todos los casos superior en el tratamiento sin labranza. La concentración de carbono en los tejidos de todos los cultivos fue poco variable rondando un promedio de 40 %. Consecuentemente los aportes de carbono al suelo de los rastrojos y raíces fueron significativamente mayores ( $P < 0.05$ ) bajo siembra directa. El promedio anual de ingreso de carbono al suelo fue de  $4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  bajo siembra directa y  $3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  bajo arado de disco. La relación paja/grano no fue afectada por el sistema de labranza promediando 2.0 para la avena + vicia y trigo y 1.0 para el maíz. Tampoco el sistema de labranza afectó la relación rastrojos/raíces que presentó promedios de 1.2 a 1.4 para la avena + vicia y el maíz y de 2.3 a 2.7 para trigo y avena.

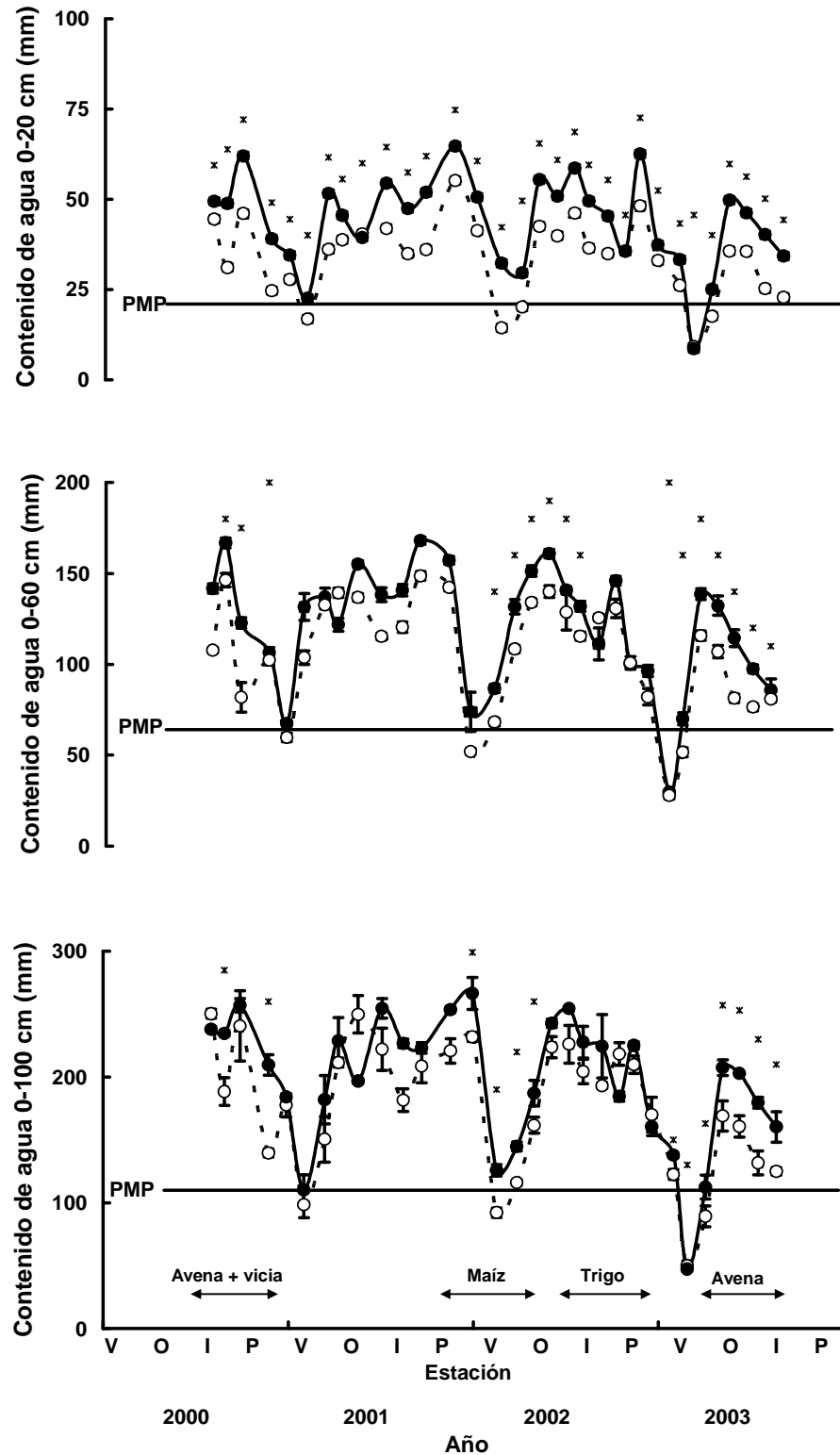


Figura 6. Evolución del contenido de agua en el suelo durante el experimento. V, O, I y P son verano, otoño, invierno y primavera respectivamente. Círculos llenos corresponden a siembra directa y círculos vacíos a labranza con arado de disco. PMP es el punto de marchitez permanente del suelo. Los períodos de ocupación del suelo por los cultivos están indicados con las flechas horizontales. Las barras verticales representan el error estándar. Los asteriscos corresponden a las fechas en que se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0.05$ ).



Tabla 2. Producción de materia seca y carbono ingresado al suelo por los cultivos bajo dos sistemas de labranza. AD: labranza con arado de disco, SD: siembra directa. Letras diferentes indican diferencias entre sistemas de labranza ( $P < 0.01$ ).

Cultivo y año	Sistema de labranza	Rastrojo		Raíces+ rhyzodeposición		Grano	
		Materia seca	Carbono	Materia seca	Carbono	Materia seca	Carbono
(kg ha <sup>-1</sup> )							
Avena+vicia 2000	AD	1940 a	720 a	1390 a	460 a	970 a	340 a
	SD	2990 b	1130 b	2130 b	800 b	1500 b	520 b
Maíz 2001/02	AD	6290 a	2330 a	5240 a	1790 a	6140 a	2170 a
	SD	8030 b	3320 b	6670 b	2440 b	8160 b	2990 b
Trigo 2002	AD	5330 a	1930 a	2100 a	690 a	2600 a	920 a
	SD	5880 b	2400 b	1990 a	690 a	3340 b	1130 b
Avena 2003	AD	2130 a	790 a	890 a	350 a		
	SD	2470 b	930 b	1080 b	450 b		
Total	AD	15700 a	5770 a	9600 a	3300 a	9720 a	3440 a
	SD	19400 b	7780 b	11900 b	4370 b	13000 b	4640 b

## Discusión

En este experimento tanto el rendimiento de los cultivos como la producción de rastrojos y raíces fueron positivamente afectados por el uso de siembra directa, atribuibles a cambios en la humedad del suelo. Este efecto fue más marcado en el cultivo de avena+vicia, en el cuál la biomasa generada con labranza fue equivalente al 65 % de la generada bajo siembra directa, mientras que en el resto de los cultivos dicho porcentaje varió entre 76 y 91 %. Esto puede atribuirse a que el año en que se cultivo avena+vicia fue muy seco con una precipitación de 600 mm, mucho menor a la registrada en los años siguientes del experimento. Durante los períodos críticos de floración de los cultivos de avena+vicia, maíz y avena, en el suelo bajo siembra directa los mayores contenidos de agua útil fueron equivalentes a los requerimientos de evapotranspiración de entre 6 y 10 días (Doorenbos, Pruitt, 1977), no habiendo efectos en trigo. Esto explica las diferencias encontradas en producción de biomas y rendimiento. Revisiones de los efectos de los sistemas de labranza sobre los rendimientos de los cultivos arrojan resultados variables. En general en regiones húmedas son escasas las diferencias de rendimientos medios entre diferentes manejos (Martens 2000, Triplett, Dick 2008, Unger, McCalla 1980), tendiendo a lograrse mayores rendimientos bajo siembra directa que en manejos con labranza en zonas semiáridas (Triplett, Dick 2008, Unger, McCalla 1980). Asimismo, en algunas regiones no se observan efectos del sistema de labranza sobre el rendimiento en años húmedos, pero hay ventajas de sistemas conducidos bajo siembra directa respecto de aquellos que utilizan remoción del suelo en años secos (De Vita et al., 2007, Ordóñez Fernández et al., 2007, Wang et al., 2007). Los resultados hallados en la Región Semiárida Pampeana concuerdan en general con estos trabajos. La evolución del contenido de agua del suelo en los dos sistemas de labranza, con recarga durante los períodos de barbecho y disminuciones en las fases de intenso crecimiento y evapotranspiración de los cultivos, es típica de la Región Semiárida Pampeana y ha sido descrita en otras rotaciones y suelos de la región (Quiroga et al. 1998).

Otras causas pueden generar diferencias en el rendimiento entre sistemas de labranza. Fallas en el control de malezas, debidas a un mal uso de herbicidas o labranzas, o problemas durante la implantación de los cultivos, que lleven a stands diferentes de plantas logradas son algunas de esas causas. Estas causas pueden determinar que los rendimientos sean mayores bajo siembra directa o bajo sistemas labrados según los casos. En este experimento dicho tipo de problemas no se produjo. Los cultivos permanecieron totalmente limpios de malezas o desarrollo de vegetación silvestre durante los barbechos, y la densidad de plantas emergidas y cosechadas fue la normal para los cultivos de la zona, sin diferencias entre tratamientos.

Tampoco se produjo ataque importante de plagas o enfermedades en ninguna de las campañas de trabajo.

Las propiedades físicas del suelo pueden ser profundamente afectadas por los sistemas de labranza. Generalmente bajo siembra directa la falta de remoción el suelo lleva a un aumento de la estabilidad estructural (Hernanz et al., 2002, Martínez et al., 2008). Consecuencia de esto es un marcado incremento de la dureza del suelo, especialmente en los estratos superficiales del suelo (Franzluebbers, Stuedemann 2008, López-Fando et al., 2007, Tebrügge, Düring, 1999). Paralelamente se produce en muchos casos una densificación de los primeros 20-30 cm del perfil con incrementos de la densidad aparente bajo siembra directa en relación a manejos con labranzas (Mc Vay et al., 2006, Rasmussen 1999, Tebrügge, Düring 1999), aunque este efecto no es tan generalizado como los anteriores (Strudley et al., 2008). Todo esto lleva a una menor densidad de raíces superficiales en muchos sistemas manejados bajo siembra directa con cultivos como maíz (Qin et al., 2005, 2006, Karunatilake et al., 2000), trigo (Qin et al., 2004) o cebada (Lampurlanés et al., 2002). Sin embargo, en alguna situación se ha reportado lo contrario, con mayor biomasa de raíces de trigo en superficie en sistemas manejados bajo siembra directa en comparación con suelo arado con reja y vertedera (Martínez et al., 2008). En este experimento la densidad aparente era mayor bajo siembra directa en relación al tratamiento con arado de disco solamente en el estrato 0-5 cm de suelo sin diferencias mas abajo o para toda la capa 0-25 cm (Capítulo 6), siendo la biomasa de raíces de casi todos los cultivos de la rotación mayor en el primer caso. Esto indica la no existencia de limitaciones de naturaleza física para el crecimiento radical bajo siembra directa. El límite de índice de penetrometría de 2.5-3.0 MPa a partir del cual se restringe el crecimiento de las raíces de la mayoría de los cultivos (Hakansson, Lipiec 2000, Hamza, Anderson 2005) parece no haberse alcanzado en este ensayo bajo siembra directa. En general en suelos pampeanos se ha observado que este umbral no suele sobrepasarse por cultivar sin labranza (Alvarez, Steinbach 2009). En ningún caso la densidad aparente fue mayor a 1.5 Mg ha<sup>-1</sup>, valor a partir del cual se afecta el crecimiento radical (Hassan et al., 2007). En conclusión, no parece que se produjeron problemas de naturaleza física para el crecimiento de las raíces por uso de siembra directa, siendo la producción de biomasa de raíces igual o superior que en suelo labrado.

Cambios en la disponibilidad de nitrógeno mineral para los cultivos es otra posible causa de diferencias de rendimiento entre sistemas de labranza. En sistemas con escasa remoción del suelo, como la siembra directa, es menor la mineralización de la materia orgánica y esto lleva a niveles más bajos de nitrógeno mineral disponible para los cultivos (Malhi et al., 2001, Silgram, Shepherd 1999). Consecuentemente, se hace necesario el uso de fertilización bajo siembra directa para equiparar los rendimientos logrados en sistemas de labranza con remoción (Martens 2000). En este experimento los niveles de nitrógeno de nitratos a la siembra de los cultivos fueron en general más altos en el manejo con arado de disco, tendiendo la aplicación de fertilizantes nitrogenados a los cultivos de la rotación a equiparar la disponibilidad de nitrógeno entre sistemas de labranza (Capítulo 7). No pueden atribuirse por lo tanto las diferencias encontradas en los aportes de carbono al suelo entre tratamientos a los cambios en la fertilidad nitrogenada del suelo. Por el contrario, los aportes de carbono fueron mayores en el tratamiento de siembra directa, con menores contenidos de nitratos en el suelo.

## CAPITULO 4: EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA Y LA RESPIRACIÓN HETERÓTROFA DEL SUELO

### Introducción

La cuantificación de la emisión de CO<sub>2</sub> de los suelos generada por respiración microbiana de sustratos carbonados es una variable muy precisa para estimar las pérdidas de carbono de los suelos cuando se plantean balances de carbono (Nay, Bormann 2000). Cuando están presentes en el suelo raíces vivas de cultivos o especies naturales fotosintéticas es necesario particionar la emisión total de CO<sub>2</sub> en sus componentes autótrofo y heterótrofo para obtener mediciones de esta variable (Koizumi et al., 1993).

Las estrategias usadas para particionar la emisión de CO<sub>2</sub> microbiana de la de las raíces han sido varias y muy contrastantes. La toma de muestras en las que se practica la separación manual de raíces y suelo con determinación por separado de su respiración es una de ellas (Robertson et al., 1995, Uchida et al., 2005). Presenta el problema del fuerte efecto del manipuleo de la muestra sobre los resultados. Otra estrategia ha sido el método de la regresión, que implica medir in situ la respiración total del suelo y, tomando columnas de suelo en los sitios de medición, cuantificar la biomasa de raíces. Regresionando luego la biomasa de raíces con la respiración se toma a la ordenada al origen de la función como la respiración del suelo libre de raíces (Buyanovsky et al., 1987, Rodeghiero, Cescatti 2006). Este método requiere lograr un amplio rango de presencia de biomasa de raíces en los sitios de muestreo, lo que puede no encontrarse en cultivos densos como los de grano fino. Otra alternativa es la técnica de las microparcels control, sin plantas. En esta metodología se determinan los flujos de CO<sub>2</sub> que emite el suelo en microparcels con y sin plantas. La diferencia entre ellas representa la emisión desde las raíces vivas (Ekberg et al., 2007, Tang et al., 2005). La misma ha sido aplicada con éxito en cultivos de trigo y soja de la Región Pampeana (Alvarez et al., 1995b, 1996, 1998b). Por último, el empleo de trazadores isotópicos de carbono permite estimar cuánto CO<sub>2</sub> es respirado por las raíces de las plantas y la microflora asociada en relación a la emisión total del suelo. Una de estas técnicas se aplica cuando existen diferencias de concentración de <sup>13</sup>C entre la planta y el suelo, hecho que se produce en casos en que plantas con una vía fotosintética C<sub>3</sub> son cultivadas en suelos donde crecían con anterioridad plantas C<sub>4</sub> o viceversa (Fu et al., 2002, Soe et al., 2004). Esta metodología encuentra como seria limitante ubicar sitios donde se logren esas condiciones. Otra alternativa es el uso de CO<sub>2</sub> marcado con <sup>14</sup>C para generar fotosintatos marcados que son respirados por las raíces, pudiéndose así determinar el componente radical de la respiración edáfica (Kuzakov 2006, Kuzakov, Larionova 2005). Esta metodología al involucrar el uso de un trazador radioactivo presenta serias limitaciones para su uso en condiciones de campo.

A nivel global se ha estimado que la respiración de las raíces contribuye con el 24 % de la respiración total del suelo, calculando este valor como la diferencia entre la respiración total del suelo y la productividad primaria neta de los ecosistemas que, se asume, están en estado de equilibrio respecto de su contenido de carbono (Raich, Schlesinger 1992). Valores semejantes han sido reportados en agrosistemas pampeanos empleando microparcels confinadas sin presencia de raíces como controles en los que se determinaron los flujos de CO<sub>2</sub> emitidos por el suelo, que se descontaron a los flujos medidos en parcelas con raíces (Alvarez et al., 1996).

La evaluación de la respiración heterótrofa del suelo no sólo permite calcular su balance de carbono sino que a la vez se ha usado como herramienta para determinar el impacto de los factores abióticos y antrópicos sobre la actividad de los seres vivos en el suelo y la velocidad del turnover de carbono en los ecosistemas (Singh, Gupta 1977, Raich, Schlesinger 1992). Ha cobrado importancia también, recientemente, su determinación para estimar la contribución de los suelos al incremento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera y su impacto sobre el efecto invernadero (Liebig et al., 2005, Martens et al., 2005). Los flujos de carbono del CO<sub>2</sub> de los suelos a la atmósfera son enormemente variables dependiendo del ecosistema considerado. El rango reportado de valores de flujo va de 0.6 a 26 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Davidson et al., 2002a, Raich, Schlesinger 1992, Rees et al., 2005). En agrosistemas los valores más comúnmente reportados

han variado entre 4 y 15 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Liebig et al., 2005, Rees et al., 2005) con promedios estimados de alrededor de 5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Raich, Schlesinger 1992).

El análisis de resultados de evaluaciones de la respiración anual de diversos ecosistemas, tanto naturales como cultivados, ha mostrado que el flujo de CO<sub>2</sub> desde el suelo esta claramente regulado por la temperatura y la precipitación medias anuales del sitio (Raich, Schlesinger 1992). La emisión de CO<sub>2</sub> aumenta al aumentar la temperatura y la precipitación. Esto es atribuible al incremento de la actividad biológica a mayor temperatura y a un incremento de la productividad neta del ecosistema con mayores precipitaciones, lo que lleva a niveles más altos de residuos y materia orgánica en el suelo.

En la porción húmeda de la Región Pampeana se han reportado emisiones de carbono como CO<sub>2</sub> a la atmósfera de alrededor de 10 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos cultivados, estando la respiración regulada por la temperatura edáfica y siendo los efectos de los sistemas de labranza y de la humedad del suelo, en general, no significativos (Alvarez 2006). En la Región Semiárida Pampeana no se ha estudiado la magnitud de estos flujos ni cómo son afectados por los factores abióticos y de manejo.

## **Materiales y métodos**

La temperatura del suelo se determinó a 10 cm de profundidad en cada subparcela con un termómetro común cuyo bulbo se instaló a dicha profundidad. Se cubrió el cuerpo de los termómetros con cápsulas de tergopol como aislante de los rayos directos del sol, realizándose las lecturas cada vez que se determinó la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo. Como las temperaturas mínimas y máximas del suelo ocurren temprano cerca de la superficie y más tardíamente en las capas mas profundas (Baumhardt et al., 2000, Elias et al., 2004), se promedió las lecturas de las 9 h y las 16 h para tener una estimación aproximada de la media diaria en las capas superiores del perfil.

Entre julio de 2000 y agosto de 2003, se evaluó la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo a campo por el método de la caja invertida (Alvarez et al., 1998b) con intervalos de medición de 38 ± 9 días. Se utilizaron como respirómetros cilindros de PVC de 11 cm diámetro por 15 cm de altura (cilindros cortos) y otros de 11 cm de diámetro por 40 cm de altura (cilindros largos) que se mantuvieron instalados a campo y tapados 48 horas durante cada determinación. Los cilindros cortos se enterraron hasta los 5 cm de profundidad en un lugar diferente cada vez que se determinó emisión de CO<sub>2</sub>. Los cilindros largos se instalaron hasta 30 cm de profundidad antes de la emergencia de los cultivos y se mantuvieron libres de vegetación manualmente durante el ciclo de crecimiento de éstos. En los cilindros cortos se retenía CO<sub>2</sub> generado en la mineralización de la materia orgánica humificada, la descomposición de los residuos de los cultivos antecesores y la respiración de las raíces vivas de los cultivos en crecimiento. En los cilindros largos el CO<sub>2</sub> provenía solamente de las primeras dos fuentes, no habiendo componente de raíces (Alvarez et al., 1996). En los períodos sin cultivo la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo se determinó en los cilindros cortos y durante los ciclos de los cultivos usando los largos. Se instalaron 6 cilindros cortos y otros 6 largos por subparcela en un diseño en grilla. Como control se usaron cilindros sellados en su base para testear la hermeticidad del sistema de sellado. Todos los cilindros fueron hermetizados con una lámina de goma e insulated con papel de aluminio para evitar el calentamiento por la radiación solar. Dentro de los cilindros se colocaron trampas que contenían 5 ml de una solución 1 N de NaOH que capturaba el CO<sub>2</sub> emitido por el suelo. La superficie de estas trampas representaba un 25% del área de los respirómetros. La solución del NaOH, luego de períodos de captura del CO<sub>2</sub> de 48 horas, fue titulada con ácido clorhídrico usando fenolftaleína (Alvarez et al., 1995b). Los respirómetros sellados en la base fueron utilizados como controles y el CO<sub>2</sub> capturado en éstos fue restado del determinado en los cilindros que recogían el CO<sub>2</sub> generado por el suelo.

El análisis estadístico de los resultados de temperatura y emisión de CO<sub>2</sub> se realizó de manera similar a la descripta para la humedad del suelo. Se modelizó la evaluación de estas variables usando B-splines con 8 puntos de soporte, estimando los componentes de la varianza de cada tratamiento por REML aplicando el algoritmo EM. Los BLUPs de los valores diarios se acumularon para estimar la emisión anual acumulada de CO<sub>2</sub> del suelo, testeando los efectos de

los sistemas de labranza con una F corregida (Capítulo 3). Las variables se regresionaron y correlacionaron testeando la significancia de los ajustes simples y múltiples por el test de F ( $P=0.05$ ).

## Resultados

La temperatura del suelo siguió una tendencia estacional semejante en ambos tratamientos de labranza, con máximos en verano y mínimos en invierno, en general sin diferencias significativas entre ambos. En algunas fechas de muestreo, especialmente durante la época más cálida del año, la temperatura tendió a ser mayor en el sistema de labranza con disco, siendo esa diferencia significativa solamente en el muestreo realizado durante las etapas iniciales del ciclo del cultivo de maíz (Figura 7), donde llegó a ser de 4 °C. Promediando los BLUPs diarios de todo el período experimental se estimó una temperatura media del suelo de 15.9°C bajo siembra directa y 16.8°C bajo labranza con disco, las cuales no difirieron significativamente.

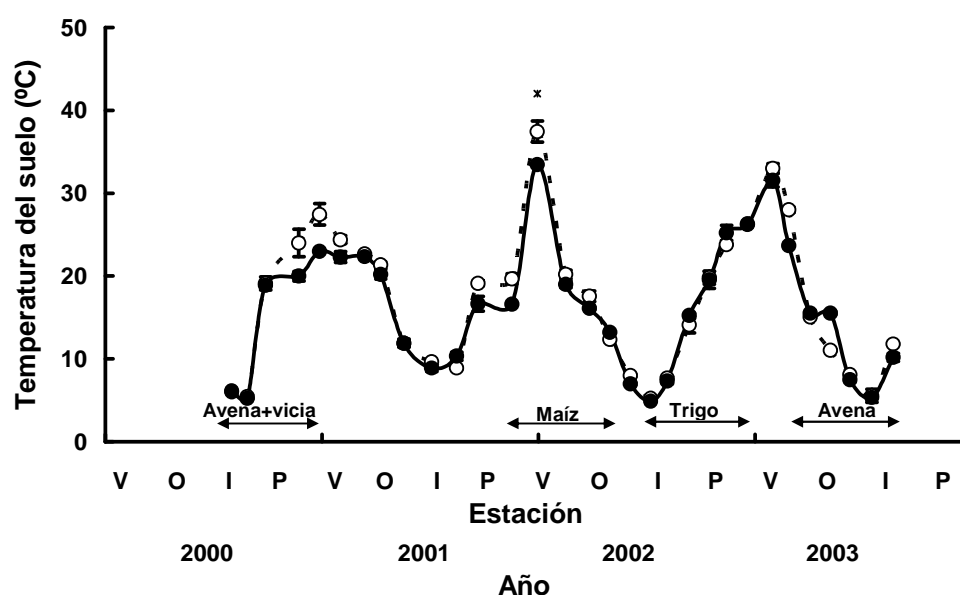


Figura 7. Evolución de la temperatura del suelo en función de las estaciones del año. V, O, I y P son verano, otoño, invierno y primavera respectivamente. Círculos llenos corresponden a siembra directa y círculos vacíos a labranza con disco. Los ciclos de los cultivos están indicados por flechas horizontales. Las barras verticales representan el error estándar. Los asteriscos indican diferencia significativas entre tratamientos de labranza a  $P = 0.05$ .

La emisión de  $\text{CO}_2$  generada por la respiración heterótrofa del suelo mostró una fuerte fluctuación estacional (Figura 8) acompañando la evolución de la temperatura edáfica. Los valores mas altos se registraron durante el verano y comienzo del otoño, variando de 12 a 19  $\text{kg C ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ , mientras que los más bajos se registraron en invierno variando entre 4 y 10  $\text{kg C ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ . Fueron detectadas diferencias significativas ( $P=0.05$ ) entre los tratamientos en sólo 6 de las 31 fechas de muestreo, con una mayor emisión de  $\text{CO}_2$  bajo labranza con disco. Estas diferencias se produjeron durante el período de labranza previa a la siembra del maíz y las etapas iniciales del crecimiento de este cultivo. Durante los ciclos de los cultivos de invierno no hubo diferencias significativas en la emisión de  $\text{CO}_2$  entre sistemas de labranza. Bajo labranza con disco se tendió a generar mas  $\text{CO}_2$  desde el suelo que bajo siembra directa los dos primeros años de medición, tendencia que se invirtió durante el tercer año. La emisión acumulada de  $\text{CO}_2$ , estimada como la media de los BLUPs diarios fue de 4.04  $\text{Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  bajo siembra directa

y  $4.27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  bajo arado de disco. Estas emisiones acumuladas difirieron significativamente ( $P = 0.05$ ).

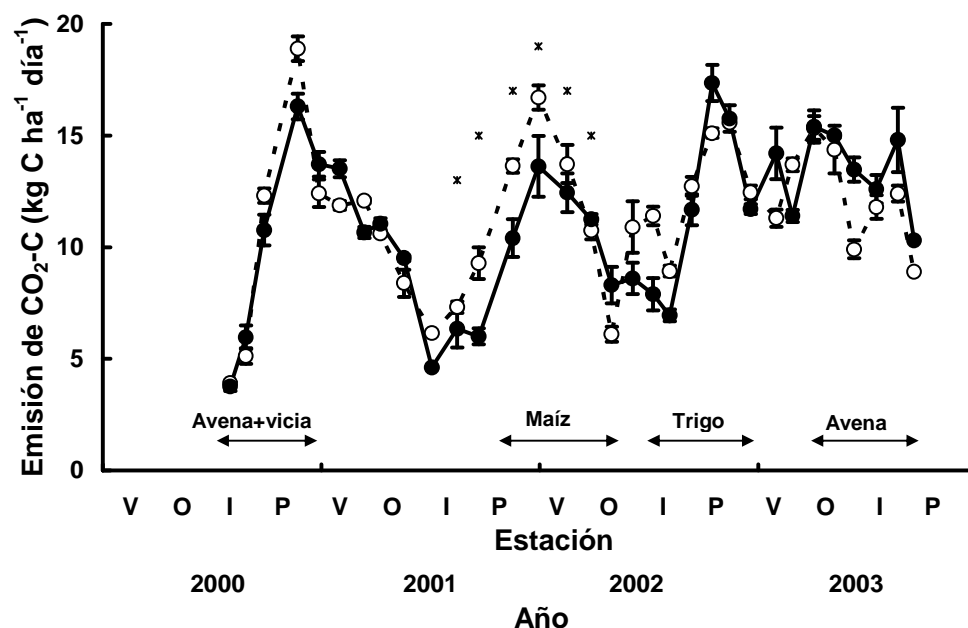


Figura 8. Evolución de la emisión de  $\text{CO}_2$  desde los pools orgánicos del suelo (humus + residuos) en función de las estaciones del año. V, O, I y P son verano, otoño, invierno y primavera respectivamente. Círculos llenos corresponden a siembra directa y círculos vacíos a labranza con disco. Los ciclos de los cultivos están indicados por flechas horizontales. Las barras verticales representan el error estándar. Los asteriscos indican diferencia significativas entre tratamientos de labranza a  $P = 0.05$ .

La producción de  $\text{CO}_2$  del suelo estuvo correlacionada significativamente con la temperatura bajo los dos sistemas de labranza. Al aumentar la temperatura se incrementaba la respiración desde los pools orgánicos del suelo, siguiendo una tendencia curvilínea con una modalidad muy similar en ambos tratamientos (Figura 9). También se detectó una relación significativa entre la respiración y el contenido de agua del suelo. Hasta una lámina de aproximadamente 100 mm, acumulados en los 60 cm superiores del perfil, la respiración no estaba aparentemente afectada por la lámina de agua, pero a partir de ese umbral se producía una disminución de la respiración a mayores contenidos de agua. Al igual que con la temperatura, la modalidad del efecto del agua del suelo era similar en los dos tratamientos de labranza. La temperatura y el contenido de agua del suelo estuvieron negativamente correlacionados ( $R^2 > 0.28$ ,  $P = 0.05$ ). Se registraron valores de temperatura mas altos en las épocas de verano cuando el suelo estaba mas seco y, viceversa, suelos mas fríos con mayores niveles de humedad en invierno. Para el total de datos de respiración se normalizaron los valores a una temperatura constante de  $16.5^\circ\text{C}$ , para poder separar los posibles efectos de la humedad de los de la temperatura (Falk et al., 2005, Jassal et al., 2007). Al hacerlo no se detectó relación significativa entre la emisión de  $\text{CO}_2$  y la humedad edáfica (Figura 10).

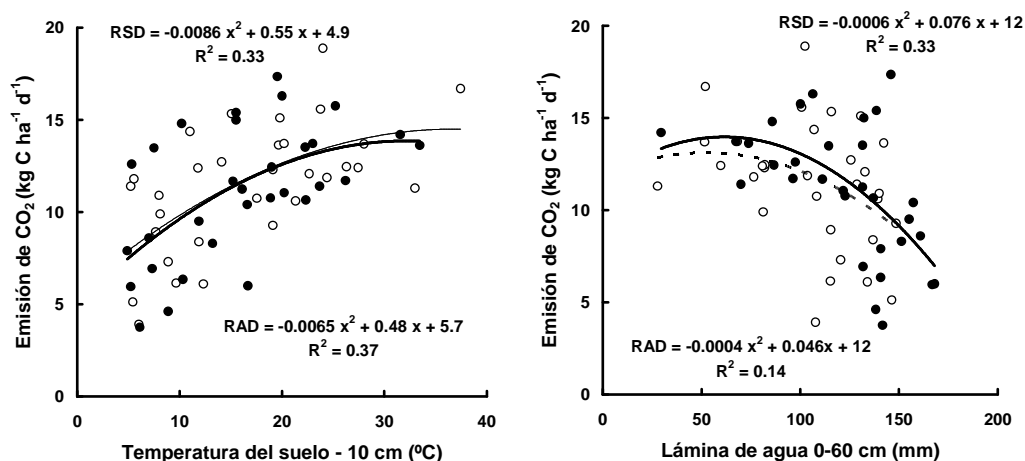


Figura 9. Relaciones entre la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo desde los pools orgánicos (humus y residuos) y la temperatura (subfigura izquierda) y contenido de agua del suelo (subfigura derecha). Círculos llenos y líneas completas corresponden a siembra directa y círculos vacíos y líneas de puntos a labranza con disco. RSD= respiración bajo siembra directa, RAD= respiración bajo arado de disco.

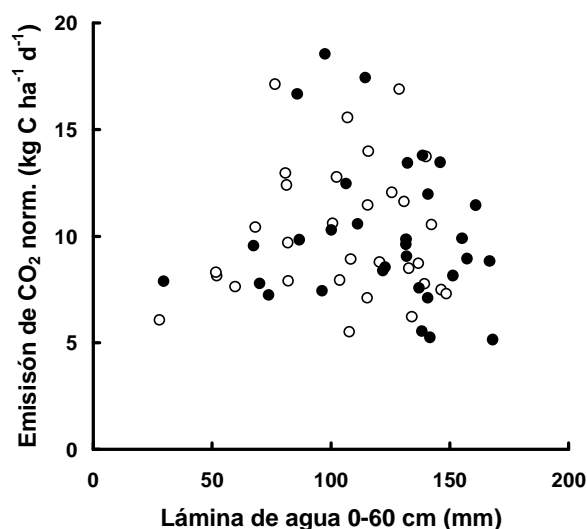


Figura 10. Relación entre la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo desde los pools orgánicos (humus y residuos) normalizada a una temperatura de 16.5 °C y contenido de agua edáfico. Círculos llenos corresponden a siembra directa y círculos vacíos a labranza con disco.

## Discusión

Las mediciones de emisión de C-CO<sub>2</sub> registradas en este experimento no parecen haber sido afectadas por problemas metodológicos asociados al uso de cámaras. El flujo de CO<sub>2</sub> que se emite desde el suelo a la atmósfera está influenciado por el gradiente de concentración de CO<sub>2</sub> entre estos dos sistemas (Naganawa, Kymura 1991, 1992), siendo impactado dicho gradiente a su vez por la velocidad de circulación del aire sobre el suelo. En consecuencia, la utilización de cámaras para la determinación de la respiración del suelo, al modificar el gradiente de CO<sub>2</sub> y la circulación de aire, puede modificar la magnitud del mismo. El uso de cámaras cerradas estáticas, sin circulación de aire, como las usadas en el experimento de esta tesis puede llevar a una subestimación de la producción de CO<sub>2</sub> del suelo (Mark Nay et al., 1994). Esto se atribuye al incremento de la concentración de CO<sub>2</sub> en las cámaras que reprime la emisión (Freijer, Bouten 1991, Jensen et al., 1996) o una incompleta absorción del CO<sub>2</sub> en sistemas en que el

mismo es absorbido por una base cuando la respiración del suelo es muy intensa (Edwards, Sollins 1973, King, Harrison 2002). Esta subestimación puede ser de una magnitud variable según las condiciones de medición, indicándose valores medios de 10 a 25 % (King, Harrison, 2002, Rayment 2000, Witkamp 1969). Sin embargo, la subestimación en la determinación del flujo de CO<sub>2</sub> emitido por el suelo que se obtiene usando cámaras estáticas con absorción en álcali se produce cuando la respiración sobrepasa valores de aproximadamente 20 kg C ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Jensen et al., 1996, King, Harrison 2002). Valores de respiración de esta magnitud no se registraron en este experimento en ninguna de las fechas de medición por lo que no es probable errores de subestimación del flujo de emisión de CO<sub>2</sub> del suelo.

Los flujos de CO<sub>2</sub> son considerados generalmente como provenientes casi exclusivamente de la actividad biológica de microorganismos y plantas (Aber, Melillo, 1991), debido a que la formación y la disolución de los carbonatos son procesos muy lentos en el suelo (Monger, Martínez-Ríos 2001, Landi et al., 2003). Se ha sugerido que parte de la emisión anual de CO<sub>2</sub> de los suelos podría estar originada en cambios en los niveles de carbonatos en regiones semiáridas (Emmerich 2003). Sin embargo, intentos de cuantificar la posible contribución de la disolución de carbonatos a los flujos de CO<sub>2</sub> de los suelos no han indicado hasta el momento que el proceso aporte cantidades significativas de carbono a la atmósfera (Serna-Pérez et al., 2006), por lo que se descarta que en los resultados de este experimento una parte significativa del C-CO<sub>2</sub> emitido proviniera de los carbonatos. La profundidad de la capa de tosca varió entre las subparcelas de 75 a 150 cm. Esta variación no impactó sobre la variación del flujo de C-CO<sub>2</sub> del suelo, no estando correlacionada la profundidad de la tosca con la respiración edáfica dentro de cada sistema de labranza.

El coeficiente de variación medio de las determinaciones de los flujos de CO<sub>2</sub> fue de 16 % (respiración heterótrofa media 11,4 kg C ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, desvío estándar medio 1.79 kg C ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>). Esta variabilidad es baja en relación a otros valores reportados que oscilan entre 10 y 60 % (Jensen et al., 1996, Kosugi et al., 2007, Rochette et al., 1991), con promedios 20 a 40 % (Ishizuka et al., 2005, La Scala et al., 2000a). Dicha variabilidad se origina en la presencia de raíces (Rochette et al., 1991, Saiz et al., 2006), zonas compactadas del suelo que afectan la difusión de los gases (Rochette et al., 1991), la cantidad de residuos vegetales presentes en el sitio de medición (Saiz et al., 2006), su composición (Khomik et al., 2006) y el nivel de carbono del humus del suelo (Saiz et al., 2006). En el experimento de la tesis la baja variabilidad observada se debió en parte a que no se incluyó la respiración de las raíces de los cultivos en las mediciones de flujos de CO<sub>2</sub> en ningún caso (Rochette et al., 1991, Saiz et al., 2006). Asumiendo distribución normal de la variable respiración (Davidson et al., 2002b, Ishizuka et al., 2005) y estimando el número de réplicas necesario para no tener una diferencia entre la media de la muestra y la media poblacional mayor al 10 % (P = 0.05), puede estimarse que con 11 cámaras por tratamiento era suficiente para lograr la exactitud indicada utilizando el test de t (Davidson et al., 2002b, Jensen et al., 1996). En consecuencia, la cantidad de respirómetros instalados por parcela de labranza (n = 18) resultó adecuada para obtener una alta exactitud. En otros experimentos de campo han sido necesarias entre 5 y 190 cámaras de medición para lograr un error aceptable que no supere diferencias de 10-20 % entre la media muestral y la media poblacional (Davidson et al., 2002b, Jensen et al., 1996, Rochette et al., 1991).

En regiones templadas y frías la evolución estacional de la emisión de CO<sub>2</sub> sigue muchas veces una tendencia estacional similar a la observada en este trabajo en la Región Semiárida Pampeana, con máximos en verano y mínimos en invierno (Moisier et al., 2006, Grote, Al-Kaisi 2007, Pomazkina et al., 1996). La temperatura es el principal regulador de la respiración total o heterótrofa del suelo (Byrne, Kiely 2006, Humphreys et al., 2006), siendo la modalidad de la respuesta generalmente de naturaleza exponencial (Han et al., 2007, Takahashi et al., 2004, Lee et al., 2007), no detectándose relaciones significativas con la humedad del suelo en muchos casos (Martín et al., 2007, Naganawa et al., 1989, Subke et al., 2003). Contrariamente, en desiertos o bajo condiciones de fuertes estreses hídricos, donde el contenido de agua del suelo es generalmente muy bajo, llegando a valores inferiores a los observados en el experimento de la Región Semiárida Pampeana, el agua pasa a ser el factor determinante de la respiración del suelo (Asensio et al., 2007, Parker et al., 1983, Wichern et al., 2004). En algunos ecosistemas, donde tanto la temperatura como la humedad del suelo presentan grandes



variaciones estacionales, ambos factores pueden afectar significativamente la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo (Akinremi et al., 1999, Buyanovsky et al., 1986, Tufekcioglu et al., 2001). En esos ecosistemas, mientras que la respuesta de la respiración del suelo a la temperatura es, como se indicó, de naturaleza exponencial, incrementándose a mayor temperatura, la respuesta al contenido de agua del suelo presenta un máximo en valores medios de humedad, decreciendo por falta o exceso de agua (Falk et al., 2005, Jassal et al., 2007, Jones et al., 2006). En el experimento de la tesis, realizado bajo un escenario semiárido, la temperatura edáfica actuó como factor regulador de la emisión de CO<sub>2</sub> generado por respiración heterótrofa, sin efectos claros de la humedad sobre el proceso. Esto parece deberse a que, como la temperatura se correlacionó negativamente con el contenido de agua del suelo, posiblemente quedaron enmascarados los efectos del agua por los de la temperatura. Esto se produjo a pesar del amplio rango de variación del contenido de agua del suelo (300 %) y posiblemente asociado al mucho mayor rango de variación que presentó la temperatura (600 %).

El sistema de labranza es una variable cultural que impacta sobre la respiración del suelo. En general se han reportado mayores valores de emisión estacional o anual de CO<sub>2</sub> en sistemas manejados bajo labranza que en aquellos bajo siembra directa (Brye et al., 2006, Kessavalou et al., 1998, Omonode et al., 2007). Esto ha sido atribuido a incrementos de la temperatura edáfica de suelos descubiertos por efectos de la labranza (Fortin et al., 1996, Franzluebers et al., 1998) o a la más rápida descomposición de residuos enterrados en estos sistemas (Curtin et al., 2000, Rochette et al., 1999a). Sin embargo, en algunos casos no se han detectado diferencias entre sistemas con o sin remoción (Alvarez et al., 1998b, Drury et al., 2006, Yoo, Wander 2006) o inclusive mayores flujos anuales de CO<sub>2</sub> emitidos hacia la atmósfera se han producido bajo siembra directa que en sistemas manejados con labranzas (Franzluebers et al., 1995, Hendrix et al., 1988, Oorts et al., 2007b). Esto último se ha atribuido a la acumulación de residuos o materia orgánica labil bajo siembra directa en etapas previas a las determinaciones de emisión de CO<sub>2</sub>, que se degradan durante ésta (Alvarez et al., 1998b, Oorts et al., 2007b). En el experimento de la tesis fueron escasas las diferencias de temperatura entre sistemas de manejo en la mayor parte del período experimental, no estando aparentemente la respiración heterótrofa del suelo limitada fuertemente por la humedad. Esto determinó que si bien las emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> diferían estadísticamente entre tratamientos de labranza, fueran de una magnitud muy parecida. El flujo de CO<sub>2</sub> emitido anualmente fue de una intensidad similar a la reportada en otros agrosistemas de zonas semiáridas templadas (Oorts et al., 2007b) y aproximadamente la mitad de los registrados en suelos de la porción húmeda de la Región Pampeana, que duplicaban al sitio del experimento en contenido de carbono orgánico (Alvarez et al., 1995b, 1996, 1998b).

Pulsos de emisión de CO<sub>2</sub> post labranza, de horas (Al-Kaisi, Yin 2005, Alvaro-Fuentes et al., 2007, Reicosky, Archer 2007) a días (La Scala et al., 2005, Liu et al., 2006, Motavalli et al., 2000) de duración han sido reportados en muchos experimentos, los que se producen en parte por el incremento de la temperatura del suelo al quedar descubierto cuando se entierran los residuos, a una descomposición mas rápida de éstos residuos enterrados y al efecto de remoción de la maquinaria que rompe agregados exponiendo materia orgánica labil a la acción microbiana (Alvarez et al., 2001, Dao 1998, Reicosky, Lindstrom 1993). Este experimento no fue diseñado para detectar dichos pulsos, por lo que la integración de la emisión de C-CO<sub>2</sub> en el sistema bajo arado de disco podría estar subestimada y las diferencias entre sistemas de labranza ser mayores a las calculadas.

## CAPITULO 5: DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS

### Introducción

El estudio de la descomposición de los residuos de los cultivos tiene agronómicamente dos razones principales: la determinación de su efecto sobre la cobertura del suelo y la disminución de la erosión y, por otro lado, su relación con la dinámica de nutrientes y la fertilidad nitrogenada. A medida que avanza la descomposición, decrece la cobertura del suelo en sistemas de manejo donde los residuos de cosecha son dejados sobre la superficie, lo que afecta marcadamente la susceptibilidad del suelo a ser erosionado (Morrison et al., 1997, Ordóñez-Fernández et al., 2007b). La disponibilidad de nitrógeno para los cultivos es modificada temporalmente por el cultivo antecesor y el manejo de sus residuos. Se ha propuesto por ello estudiar la posibilidad de sincronizar la liberación de nitrógeno de los residuos con la demanda de los cultivos para lograr un uso más eficiente del recurso nitrógeno (Becker et al., 1994, Waggoner et al., 1998).

Durante la descomposición de los residuos en el suelo se libera o inmoviliza nitrógeno afectando positiva (Bajjukya et al., 2006, Gentry et al., 2001, N'Dayegamiye, Tran 2001) o negativamente (Ambus, Jensen 2001) la biomasa y el rendimiento de los cultivos posteriores. También es afectada la respuesta a la fertilización. Con cultivos con baja relación C/N como antecesores, los residuos actúan comúnmente como fuentes de nitrógeno para los cultivos posteriores, haciendo disminuir la eficiencia de recuperación de los fertilizantes y la necesidad de su uso (Aulakh et al., 2001, Ockerby et al., 1999, Stute, Posner 1995). La magnitud de la liberación de nitrógeno a campo durante la descomposición depende de la cantidad de residuos (Alvarez et al., 2004) y de su relación C/N (Ibewiro et al., 2000, Paré et al., 2000). A mayor cantidad y más baja relación C/N es mayor la liberación.

El grado de aprovechamiento del nitrógeno de los residuos en descomposición es muy variable según el agrosistema considerado, pudiendo oscilar entre 2 y 27 % (Haggar et al., 1993, Jackson 2000, Jensen 1994). En rotaciones extensivas de zonas templadas se han reportado valores de entre 8 y 24 % (Dejoux et al., 2000, Harris et al., 1994, Mayer et al., 2003). Este proceso de utilización del nitrógeno de los residuos en descomposición por los cultivos subsiguientes representa comúnmente un flujo de nitrógeno de entre 14 y 40 kg N ha<sup>-1</sup> (N'Dayegamiye, Tran 2001, Gentry et al., 2001, Lory et al., 1995), pudiendo ser equivalente a un 20-40 % del nitrógeno absorbido en planta (Bergensen et al., 2000, Hood et al., 2000).

La temperatura y la humedad son los dos principales factores abióticos que regulan la descomposición de residuos y la liberación de su nitrógeno en agrosistemas (Devevre, Horwath 2000, Quemada, Cabrera 1997, Robertson, Thorburn 2007). Los cambios que producen los sistemas de labranza en estos factores, sumados a la ubicación diferente de los residuos en el suelo, llevan a que se produzcan cambios en la dinámica del nitrógeno de los residuos según la modalidad de labranza, con mayor aprovechamiento del nitrógeno de los residuos en algunos casos cuando son incorporados (Beare et al., 2002, Hubbard, Jordan 1996). En la porción húmeda de la Región Pampeana se ha establecido que los residuos de los cultivos antecesores, bajo sistemas manejados con labranza o bajo siembra directa, son fuentes de nitrógeno tanto para trigo como para maíz, no siendo común encontrar inmovilización de nitrógeno (Alvarez 2006, Alvarez et al., 2004). En la Región Semiárida Pampeana el proceso de descomposición-mineralización de nitrógeno no ha sido estudiado.

### Materiales y métodos

Se determinó la velocidad de descomposición de residuos vegetales usando la técnica de la bolsa de residuos, elaborándolas con redes plásticas de 20 x 20 cm y poros de 4 mm (Alvarez et al., 1991). Se colocaron 50 g de materia seca de residuos aéreos de trigo o de maíz en las bolsas (C/N 46-50 para ambos materiales), previamente cosechados de lotes de producción. Las bolsas con residuos de trigo se instalaron en las parcelas en mayo de 2000 y las bolsas con maíz en julio de 2002. En el tratamiento de siembra directa las bolsas se ubicaron sobre la superficie del suelo y enterradas a 20 cm en las parcelas bajo labranza con disco. Periódicamente se

recogieron seis bolsas por subparcela para la determinación de materia seca y nitrógeno remanente. El material vegetal residual se lavó para remover el suelo, se secó (60 °C) y se pesó, determinando carbono por digestión (Amato 1983) y nitrógeno por Kjeldahl (Bremner 1996).

Para caracterizar la dinámica de la descomposición de los residuos y simular la evolución del carbono remanente en el material se usó el modelo de decaimiento doble exponencial (Andrén, Paustian, 1987);

$$C_{rem} = C_L \left( e^{-k_L t} \right) + C_R \left( e^{-k_R t} \right) \quad (1)$$

Donde:

$C_{rem}$  es el carbono remanente del residuo

$C_L$  es la fracción lábil en el residuo

$C_R$  es la fracción de carbono recalcitrante en el residuo

$k_L$  y  $k_R$  son constantes de descomposición, que definen la velocidad de descomposición de un componente lábil y otro estable del material

$t$  es el tiempo de medición

El mismo modelo aplicado a carbono se aplicó para modelar la evolución del nitrógeno remanente en el material. El modelo fue ajustado usando mínimos cuadrados ponderados con PROC NLIN de SAS (1999), testeándose la significancia de cada parámetro. La comparación de tratamientos de labranza y los efectos del tipo de material sobre la velocidad de descomposición se realizó contrastando los parámetros de los modelos ajustados usando un test de t, debido a que Mueller, Zhao (1995) demostraron que los parámetros estimados de un modelo no lineal son asintóticamente normales. Regresión y correlación lineal se usó para analizar la relación entre la descomposición de carbono y de nitrógeno del material vegetal, determinándose la significancia de los ajustes por la F. Solo se aceptaron modelos y términos dentro de éstos cuando eran significativos a  $P = 0.05$ .

## Resultados

La descomposición del material vegetal fue inicialmente más rápida, tendiendo a ralentizarse después de unos seis meses en el campo (Figura 11). La cinética de la descomposición fue la misma para el material de trigo y el de maíz, pudiendo ser descripta con muy buen ajuste por el modelo doble exponencial, no habiendo diferencias significativas entre los parámetros de los modelos entre cultivos (Tabla 3). El modelo estimó que los componentes lábil y estable del material vegetal eran similares entre tratamientos de labranza, duplicando el segundo al primero en magnitud. También estimó el modelo que la degradación era más rápida bajo arado de disco debido a una mayor tasa de descomposición de ambos componentes, lábil y estable, cuando los residuos estaban enterrados. Unos tres años desde la aplicación del material aún no se había producido la degradación total de éste, quedando remanente en el suelo un 35 % del carbono del material bajo siembra directa y un 10 % bajo arado de disco.

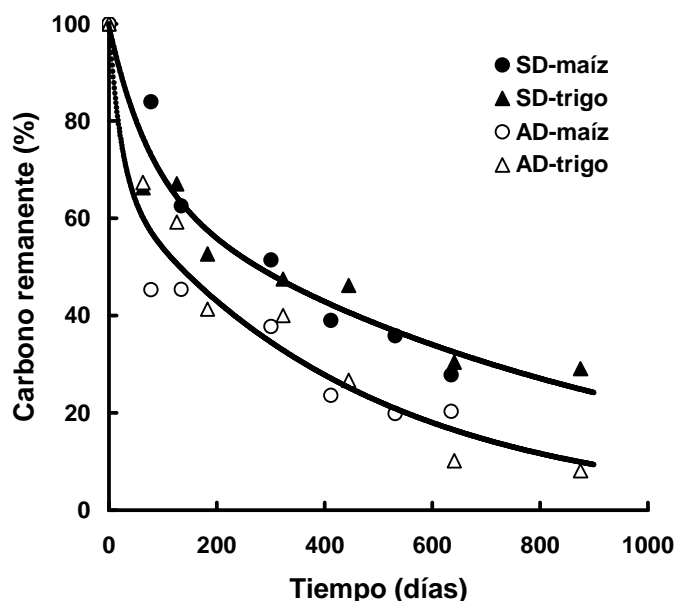


Figura 11. Carbono remanente en residuos sin descomponer en función del tiempo de aplicación bajo dos sistemas de labranza. SD: siembra directa y AD: labranza con arado de disco. Las líneas representan los ajustes al modelo exponencial para resultados de residuos de trigo y de maíz combinados.

Tabla 3. Coeficientes de regresión y de determinación ( $R^2$ ) del modelo exponencial ajustado a los resultados de carbono remanente en el material vegetal no descompuesto de trigo y maíz combinados.  $C_L$  es el porcentaje de fracción lábil en el residuo,  $C_R$  es el porcentaje de fracción estable en el residuo,  $k_L$  es la fracción de  $C_L$  descompuesta por día y  $k_R$  es la fracción de  $C_R$  descompuesta por día. Letras iguales dentro de cada columna indican diferencias no significativas entre tratamientos de labranza ( $P = 0.05$ ).

Sistema de labranza	Coeficientes de regresión				Coeficiente de determinación
	$C_L$	$k_L$	$C_R$	$k_R$	
Siembra directa	32.2 a	0.0133 a	67.4 a	0.00114 a	0.96
Arado de disco	33.5 a	0.0432 b	66.5 a	0.00218 b	0.96

La liberación de nitrógeno desde los residuos siguió una tendencia diferente a la descomposición de carbono. Se liberó el nitrógeno con la misma modalidad desde el material de trigo y el de maíz, siendo más rápida la liberación cuando dicho material estaba enterrado en ambos casos (Figura 12). Sin embargo, la cinética de la liberación de nitrógeno se ajustó al modelo doble exponencial solamente en el caso del tratamiento bajo siembra directa, siendo esa cinética bajo arado de disco de primer orden (Tabla 4). En ninguno de los tratamientos de labranza se detectó inmovilización de nitrógeno, quedando en el material remanente a los tres años desde la aplicación al suelo un 65 % del contenido inicial de nitrógeno bajo siembra directa y un 30 % bajo arado de disco.

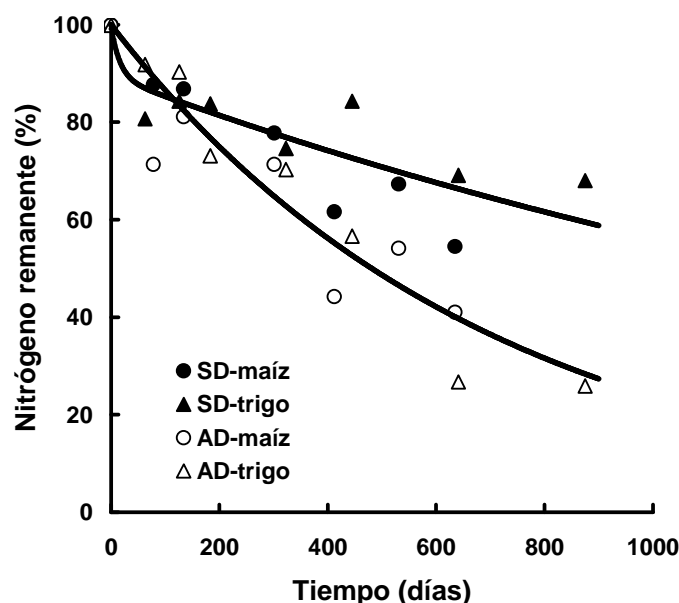


Figura 12. Nitrógeno remanente en residuos sin descomponer en función del tiempo de aplicación bajo dos sistemas de labranza. SD: siembra directa y AD: labranza con arado de disco. Las líneas representan los ajustes al modelo exponencial para resultados de residuos de trigo y de maíz combinados.

Tabla 4. Coeficientes de regresión y de determinación ( $R^2$ ) del modelo exponencial ajustado a los resultados de nitrógeno remanente en el material vegetal no descompuesto de trigo y maíz combinados.  $N_L$  es el porcentaje de fracción lábil en el residuo,  $N_R$  es el porcentaje de fracción estable en el residuo,  $k_L$  es la fracción de  $N_L$  descompuesta por día y  $k_R$  es la fracción de  $N_R$  descompuesta por día. ns: no significativo.

Sistema de labranza	Coeficientes				Coeficiente de determinación
	$N_L$	$k_L$	$N_R$	$k_R$	
Siembra directa	11.0	0.0612	99.0	0.000464	0.75
Arado de disco	100	0.00144	ns	ns	0.88

La liberación de nitrógeno desde el material fue más lenta que la descomposición de carbono, lo que determinó una disminución de la relación C/N a medida que el proceso de descomposición avanzaba (Figura 13A). En consecuencia, no existió una relación lineal entre la disminución del carbono y la del nitrógeno en el material vegetal (Figura 13B). Durante las etapas iniciales de la descomposición tendió a descomponerse mucho más carbono que nitrógeno, acercándose los valores de carbono y nitrógeno remanente en etapas avanzadas del proceso. Los residuos actuaron como fuente de nitrógeno para el medio en todos los casos, siendo esta fuente de mayor importancia durante las etapas iniciales del proceso de descomposición.

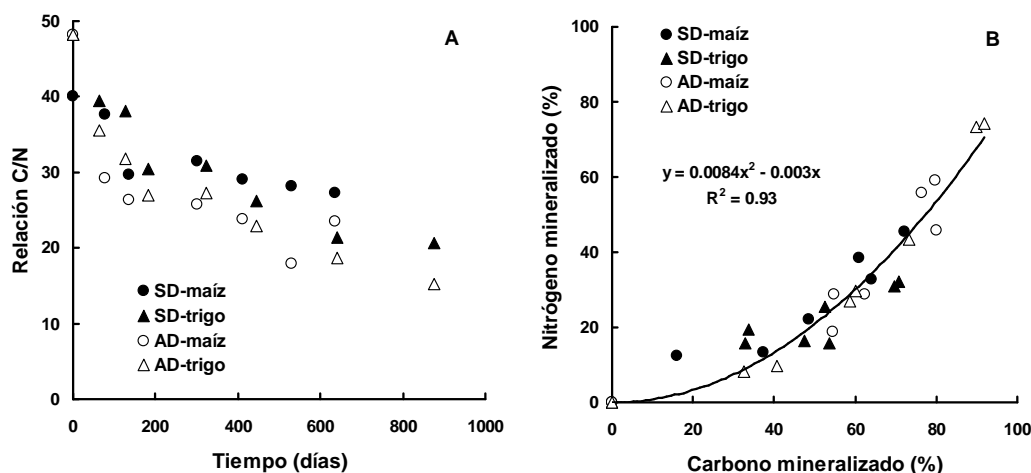


Figura 13. A: evolución de la relación carbono/nitrógeno en el material vegetal durante la descomposición. B: Nitrógeno liberado por la descomposición de los residuos de trigo y maíz en función de la intensidad de la descomposición de carbono del material vegetal.

## Discusión

La técnica de la bolsa de residuos utilizada en este experimento para estimar la velocidad de descomposición de residuos vegetales puede producir resultados de velocidad de descomposición menores a los determinados con otras metodologías (Cogle et al., 1987, Stroo et al., 1989). Esto se atribuye al uso de mallas de poro muy chico (menores a 1 mm) que no dejan que se equilibre el contenido de agua de los residuos con el del suelo (Uvarov 1982) o la entrada de mesofauna a la bolsa (Singh, Shekhar 1989, Uvarov 1982). Generalmente los problemas de subestimación de la velocidad de descomposición pueden ser corregidos usando mallas de un tamaño de poro mayor a 1-2 mm (Faber, Verhoef 1991, Tian et al., 1992, Uvarov 1982). En la Región Pampeana se ha determinado una velocidad de descomposición un 50 % mayor con poros grandes (6 x 9 mm) respecto de pequeños (Alvarez et al., 1991). Las mallas usadas en este trabajo fueron seleccionadas para permitir un normal paso de la humedad y de la mesofauna del suelo y es poco probable que se hayan producido problemas de subestimación de la descomposición. Adicionalmente, la técnica presenta el problema de contaminación del material de la bolsa con suelo, que puede afectar marcadamente las estimaciones de biomasa remanente y debe ser corregido (Christensen 1985, Potthoff, Loftfield 1998). Este problema puede ser soslayado expresando los resultados de descomposición como materia orgánica en lugar de materia seca remanente, ya que el suelo contamina la muestra principalmente con material mineral. Los resultados del experimento se expresaron como carbono o nitrógeno orgánicos remanentes en las bolsas, por lo que el problema de la contaminación con la fracción mineral del suelo en las muestras fue eliminado de las estimaciones. Esto se evidenció además por la baja variabilidad entre réplicas de la técnica. El error estándar medio de los datos de carbono remanente fue 1.5 % (rango de 0 a 2.6 %) y el de nitrógeno remanente de 2.0 % (rango de 0 a 4.3 %).

La cinética de la descomposición de residuos vegetales ha sido estudiada empleando numerosos modelos siendo el exponencial, usado en esta tesis, en su versión mono, bi o multicompartamental, uno de los más empleados (Andren, Paustian 1987, Bruun et al., 2005, Moran et al., 1989). Este modelo asume que la descomposición, y consecuentemente la evolución de la materia seca, el carbono o el nitrógeno en los residuos, se ajusta a la modalidad de una reacción de primer orden, no estando en consecuencia regulado el proceso que se describe sino por factores probabilísticos. Esto determina que la velocidad de descomposición sea constante siendo la cantidad de carbono o nitrógeno que se descomponen función exclusiva de la masa inicial (Thuries et al., 2001). Cuando se aplican versiones bi o multicompartamentales se está describiendo un proceso regulado en etapas cronológicas sucesivas por materiales de diferente susceptibilidad a la descomposición (Soto et al., 2005,

Wieder, Lang 1982). Este tipo de dinámica fue observada en este experimento, en el cual el pool estable de carbono duplicaba al labil en los dos materiales vegetales probados.

La velocidad de descomposición de los residuos es mayor a medida que son más ricos en nitrógeno (Güsewell, Verhoen 2006, Henriksen, Breland 1999, Johnson et al., 2005a,) o más pobres en lignina (Bowen, 1990, Sariyildiz, Anderson 2003), siendo estas dos variables o combinaciones de ellas (Camire et al., 1991, Silver, Miya 2001, Taylor et al., 1989) buenos predictores de la misma. Generalmente el proceso de descomposición es mas rápido durante las fases iniciales, desacelerándose en fases avanzadas. Esto se debe a que inicialmente son aprovechadas por los microorganismos las formas solubles del carbono, como azúcares y almidón, quedando luego como sustratos para la biomasa microbiana los compuestos resistentes, como celulosa y lignina (Jensen et al., 2005, McClaugherty et al., 1985, Trinsoutrot et al., 2000b). La pérdida de carbono del material vegetal es comúnmente más rápida que la de nitrógeno lo que hace que el material se enriquezca porcentualmente en el segundo, bajando su relación C/N (Blair 1988, Leblanc et al., 2006, Rustard 1994). Estos procesos se han observado en este experimento en el que la velocidad de descomposición se hizo más lenta al avanzar ésta, decreciendo la relación C/N tanto del material de trigo como de maíz.

Se produjo mineralización neta de nitrógeno desde los dos materiales usados, trigo y maíz, tanto bajo siembra directa como bajo arado de disco. La concentración de nitrógeno es la principal regulación del balance entre los procesos de mineralización e inmovilización de nitrógeno en los residuos durante las fases iniciales de descomposición. De este balance resulta una mineralización neta o una inmovilización neta, que llevan a una disminución o a un aumento de la masa de nitrógeno en los residuos respectivamente (Sakala et al., 2000, Tutua et al., 2002, Xu, Hirata 2005). La revisión de resultados de numerosos experimentos ha llevado a proponer como umbral de concentración de nitrógeno 2 % (Constantinides, Fownes 1994, Senevirante 2000, Trinsoutrot et al., 2000b) o, lo que es equivalente, una relación C/N aproximada de 20 (Senevirante 2000). Sin embargo, se ha observado que este umbral puede ubicarse en muchos casos en una relación C/N de 40 (Jensen 1994, Kumar, Goh 2003). Los materiales de trigo y maíz usados en los experimentos de descomposición tenían una relación C/N inicial algo mayor a 40, siendo cercana a este último umbral.

No se detectaron caídas marcadas del nivel de nitrógeno mineral del suelo luego de la incorporación de los residuos de cosecha de los cultivos integrantes de la rotación (Capítulo 7), por lo que si este último proceso existió no fue de una magnitud importante como para afectar la nutrición de los cultivos. El incremento de la masa de nitrógeno en el material en descomposición, asociado a la inmovilización inicial lleva aparejada una disminución del nivel de nitrógeno mineral en el suelo (Corbeels et al., 2000, Recous et al., 1995, Torbert et al., 1995), mientras que, contrariamente, puede aumentar ese nivel cuando los residuos liberan nitrógeno (Nyberg et al., 2002, Magid et al., 2001, Sarrantonio 2003). Esto puede afectar negativa o positivamente la disponibilidad del nutriente para los cultivos (Green, Blackmer 1995, Jingguo, Bakken 1997). Al avanzar la descomposición la relación C/N del residuo siempre baja, como ocurrió en este experimento, lo que lleva a la liberación de nitrógeno y aumento de la disponibilidad de nitrógeno mineral en el suelo (Green et al., 1995, Mueller et al., 1998, Vanlauwe et al., 1996). El incremento de la concentración de nitrógeno en el material en descomposición se debe a la colonización por la biomasa microbiana de la superficie del residuo y de su interior (Murakami et al., 1990, Tun, Kimura 2000), que produce un muy marcado incremento del nitrógeno microbiano en el residuo (Bohlem et al., 1999, Bending, Turner 1999, Singh et al., 2006). Esta biomasa que se forma tiene una relación C/N aproximada de 8 y para la síntesis celular utiliza nitrógeno del material vegetal y, cuando este es escaso, del suelo (Parton et al., 1993). Paralelamente a este proceso puede producirse también síntesis de biomasa en el suelo adyacente a los trozos de material, lo que lleva a inmovilización de nitrógeno en la matriz del suelo (Gaillard et al., 1999, Moritsuka et al., 2004, Trinsoutrot et al., 2000a). El proceso de síntesis microbiana debe haberse producido en los materiales de trigo y maíz al avanzar la descomposición, lo que hizo aumentar su concentración de nitrógeno, pero no tuvo efecto en la disponibilidad de nitrógeno para los cultivos.

La mayor humedad de los residuos cuando son enterrados en comparación a cuando son dejados sobre la superficie del suelo (Christensen 1986, López et al., 2003, Summerell, Burges

1989), y el menor contacto con el suelo que determina una más lenta colonización microbiana de los residuos en superficie (Henriksen, Breland 2002), hacen que la descomposición sea más rápida bajo sistemas de labranza con incorporación de residuos. A la vez, se aceleran los procesos de inmovilización-mineralización cuando los residuos son enterrados por la maquinaria, acortándose el período de inmovilización cuando existe y siendo necesario menos tiempo para que se produzca liberación de nitrógeno (Christensen, 1986, Lachnicht et al., 2004, Lupwayi et al., 2006). Con períodos de barbecho prolongados, de dos o tres meses a más, esto lleva a una más alta disponibilidad de nitrógeno mineral en manejos con incorporación de residuos (Alvarez, Steinbach 2009). En este experimento la descomposición más rápida de los residuos enterrados y la también más rápida liberación de su nitrógeno llevó a encontrar mayores niveles de nitrógeno mineral bajo labranza con arado de disco que bajo siembra directa (Capítulo 7). Similares resultados se han reportado en experimentos realizados en el este húmedo de la Región Pampeana (Alvarez, Alvarez, 2000, Alvarez et al., 1991, 2008, Santanatoglia et al., 1989), donde se ha determinado que la mayor humedad del residuo enterrado es la causa de su más alta velocidad de descomposición en relación a materiales dejados sobre la superficie del suelo (Sánchez et al., 1988). En estos experimentos la velocidad de descomposición de los residuos (Alvarez et al. 1991, Santanatoglia et al., 1989) y de liberación de nitrógeno (Alvarez, Alvarez, 2000, Alvarez et al. 2008,) fue entre 2 y 4 veces mayor a la observada aquí en la Región Semiárida. Es atribuible dicha diferencia a los mayores niveles de humedad que se producen generalmente a lo largo de todo el año en los suelos del Oeste Pampeano en relación al este de la región (Alvarez, 2006).



## CAPITULO 6: BALANCE DE CARBONO

### Introducción

La calidad del suelo es una propiedad que depende de su productividad y de la capacidad de actuar como filtro, eliminando contaminantes biológicos o químicos peligrosos para el hombre (Andrews et al., 2004, Karlen et al., 2001, Wander et al., 2002). En la evaluación de la calidad se han usado como variables indicativas el rendimiento o la producción de biomasa de los cultivos y numerosas propiedades edáficas (Liburne et al., 2004, Olson et al., 1996, Shukla et al., 2006). Dentro de éstas el contenido de carbono y nitrógeno orgánicos del suelo han sido posiblemente los más usados (Carter, 2002, Dalal et al., 2003, Govaerts et al., 2006). Esto se debe a la facilidad de su determinación, al posible impacto de la materia orgánica sobre la productividad (Bauer, Black 1994, Mitchell, Entry 1998, Sánchez et al., 2004) y a que la misma funciona como fuente de carbono y energía para los microorganismos descomponedores, estando relacionado su nivel con la biomasa microbiana y la actividad biológica del suelo (Brejda et al., 2000, Gregorich et al., 1994, Haynes, Tregurtha 1999).

Debido a la dificultad en poder establecer cambios en la cantidad de carbono y nitrógeno en la materia orgánica en períodos de tiempo cortos se realizan generalmente experimentos de muchos años de duración para poder evaluar el impacto de diferentes sistemas de manejo sobre la evolución de los pools orgánicos del suelo (Capítulo 1). Comúnmente estos experimentos duran entre 20 y 100 años (Huggins et al., 1998, Malhi et al., 2003, McGill et al., 1986), siendo en algunos casos duraciones cercanas a los 5-10 años suficientes para poder detectar cambios de los contenidos de carbono de los suelos (Grignani et al., 2007, Kong et al., 2005, Sherrod et al., 2003). En general existe una relación lineal entre los aportes de carbono de los residuos al suelo y su nivel de carbono orgánico o el cambio en ese nivel (Kanchikerimath, Singh 2001, Majumder et al., 2007, Robinson et al., 1996). Consecuentemente, manejos que incrementan el retorno de residuos llevan a incrementos del contenido de carbono edáfico (Campbell et al., 1991, 2005, Russell et al., 2005). Estos cambios en los contenidos de carbono de los suelos son más fáciles de detectar en suelos pobres en carbono que en suelos con altos niveles (Alvarez, 2006).

Las dificultades indicadas para establecer la dirección de los cambios del contenido de carbono de los suelos son superadas por el balance de carbono, que permite estimar los efectos del manejo sobre el carbono en períodos cortos de tiempo, incluso menores a un año, dando a la vez un panorama de los efectos del manejo sobre los flujos de carbono del agrosistema, lo que lleva también al entendimiento del funcionamiento de los mismos (Capítulo 1).

### Materiales y métodos

El balance de carbono del suelo fue calculado como la diferencia entre el ingreso de carbono al suelo producido por aporte de residuos de cosecha y raíces de los cultivos y el flujo estimado de carbono como CO<sub>2</sub> emitido hacia la atmósfera a partir de la descomposición de los residuos vegetales y la mineralización de la materia orgánica. Los egresos de carbono acumulados se calcularon a partir de los BLUPs diarios (Capítulo 4). Los resultados de los balances se testearon utilizando un modelo de una vía con efectos fijos de tratamientos de labranza y la estructura de covarianza espacial de PROC MIXED.

Se tomaron muestras de suelo para determinar los stocks de carbono orgánico acumulados bajo cada sistema de labranza. Anualmente, entre julio de 2000 y agosto de 2003 fueron tomadas seis muestras de suelo por subparcela en la capa superior del suelo a intervalos de 5 cm hasta 25 cm de profundidad. Se determinó en cada capa la densidad aparente con cilindros de acero de 250 cm<sup>3</sup>. Las muestras fueron secadas, tamizadas por mallas de 0,5 mm y se determinó carbono orgánico por combustión húmeda con trióxido de cromo (Amato 1983). Esta técnica no requiere el uso de coeficientes de oxidación como el método tradicional de Walkley-Black y era aplicable al suelo del experimento ya que en el estrato superficial no contenía carbonatos que podrían interferir con los resultados de la misma. Los resultados de concentración de carbono se transformaron a masa utilizando la densidad aparente del suelo.

Los contenidos de carbono en el suelo se analizaron usando un modelo mixto con estructura de covarianza espacial con PROC MIXED. Los efectos en el modelo fueron el sistema de labranza, momento de muestreo y profundidad del suelo anidada dentro de momento de muestreo. Las diferencias entre sistemas de labranza a las cinco profundidades muestreadas se testearon usando contrastes lineales, con los grados de libertad corregidos según Kenward, Roger (1997).

## Resultados

El balance de carbono del suelo fue negativo en el sistema manejado con arado de disco y cercano a cero bajo siembra directa (Figura 14). Este resultado fue consecuencia, principalmente, de diferencias en la entrada de carbono al suelo entre los dos tratamientos y no a cambios importantes en la emisión de CO<sub>2</sub>. Mientras que bajo los dos sistemas de manejo se emitieron a la atmósfera algo más de 4 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, las entradas fueron un 30 % mayores bajo siembra directa en relación al tratamiento con labranza (dif. Sig P = 0.05). Esta diferencia determinó los cambios en el balance de carbono. Durante el período de la experiencia el suelo labrado perdió carbono marcadamente mientras que bajo siembra directa este deterioro no se produjo.

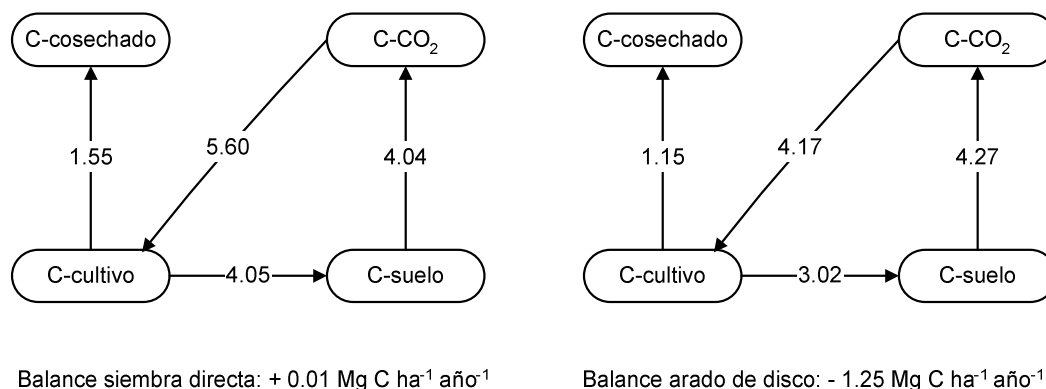


Figura 14. Balance de carbono anualizado bajo dos sistemas de labranza durante el período de determinación de flujos de carbono. Los recuadro simbolizan pools y los números sobre las flechas flujos de carbono entre pools (Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).

No se detectaron diferencias significativas en la concentración de carbono orgánico del suelo entre el inicio y el final del período de medición de la emisión de CO<sub>2</sub>. Promediando los resultados de los muestreos se observó que la distribución de la concentración de carbono estaba marcadamente estratificada bajo siembra directa y era más o menos constante bajo arado de disco hasta los 15 cm de profundidad, decreciendo a partir de esa profundidad en ambos tratamientos (Figura 15). Existieron diferencias significativas entre tratamientos de labranza en la concentración de carbono en los tres estratos superiores del suelo muestreados, desapareciendo las mismas mas abajo.

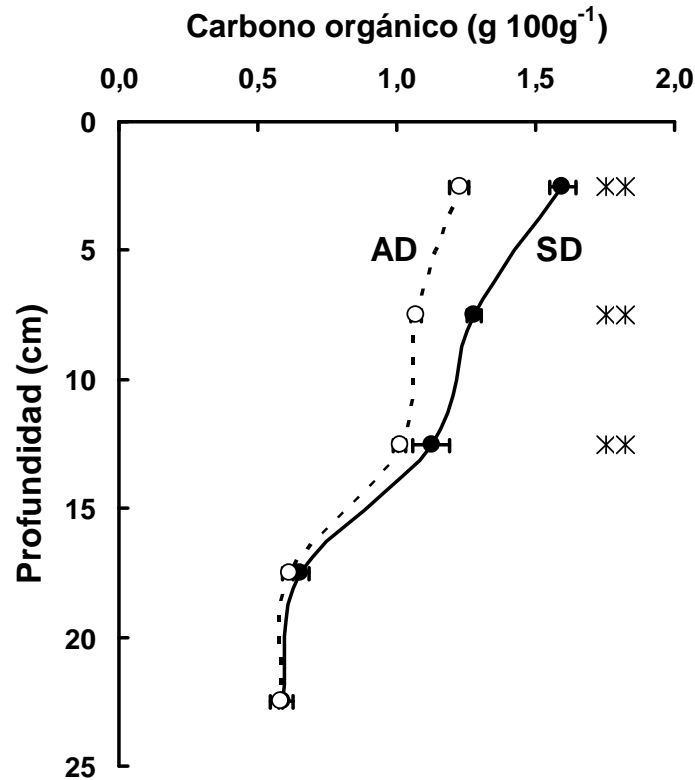


Figura 15. Concentración de carbono orgánico en función de la profundidad. Se presentan valores promedios de los muestreos realizados entre 2000 y 2003, los que se han asignado a la profundidad media de cada estrato de suelo muestreado. SD: siembra directa, AD: labranza con arado de disco. Las barras representan el error estándar\*\* diferencias significativas entre los tratamientos ( $P = 0.01$ ).

La densidad aparente del suelo no mostró una variación estacional definida, no presentando tampoco diferencias significativas entre fechas de muestreo. Como promedio de esas fechas solamente se detectó una densidad aparente más alta en el estrato 0-5 cm bajo siembra directa que bajo el manejo con labranza, sin diferencias en las capas más profundas (Figura 16). Cuando se integraron los datos de densidad aparente para estimar la densidad media del estrato 0 a 25 cm, no se encontraron diferencias entre siembra directa ( $1.22 \text{ Mg m}^{-3}$ ) y arado de disco ( $1.19 \text{ Mg m}^{-3}$ ).

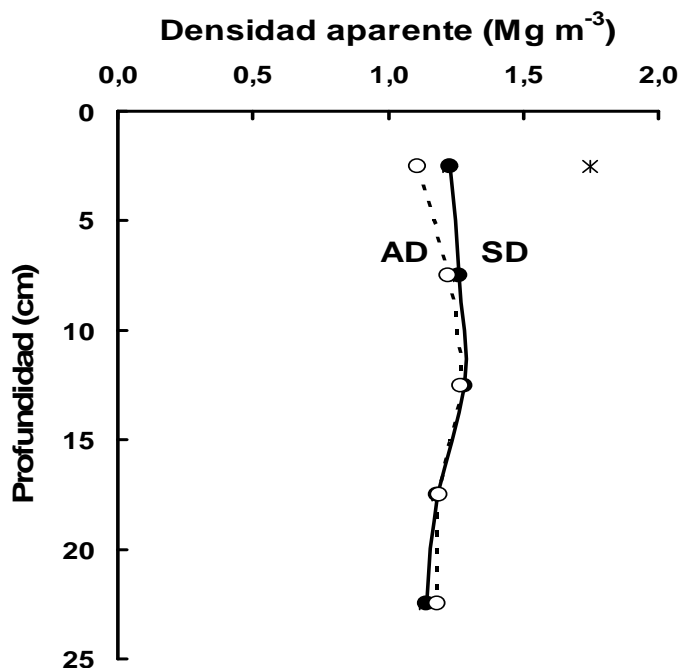


Figura 16. Densidad aparente del suelo en función de la profundidad. Se presentan valores promedios de los muestreos realizados entre 2000 y 2003, los que se han asignado a la profundidad media de cada estrato de suelo muestreado. SD: siembra directa, AD: labranza con arado de disco. Las barras representan el error estándar. \*\* diferencias significativas entre los tratamientos ( $P = 0.05$ ).

Como consecuencia de la falta de diferencias en la concentración de carbono y la densidad aparente del suelo entre fechas de muestreo, no se detectaron cambios significativos del contenido de carbono del suelo entre las distintas fechas. Comparando sistemas de labranza se detectó mayor masa de carbono orgánico en el suelo bajo siembra directa hasta 15 cm de profundidad, siendo los contenidos por debajo de ese límite semejantes ( $P = 0.05$ ) entre tratamientos (Figura 17). El total de carbono orgánico secuestrado en el estrato de 0 a 25 cm fue 32.3  $\text{Mg C ha}^{-1}$  bajo siembra directa, significativamente mayor ( $P = 0.05$ ) a los 26.9  $\text{Mg C ha}^{-1}$  secuestrados bajo labranza con arado de disco. Al expresar la cantidad de carbono secuestrada en el suelo para una masa equivalente del mismo entre tratamientos, no se afectaron los resultados de las comparaciones respecto de las realizadas a profundidad fija debido a la similitud de las densidades aparentes de los dos tratamientos.

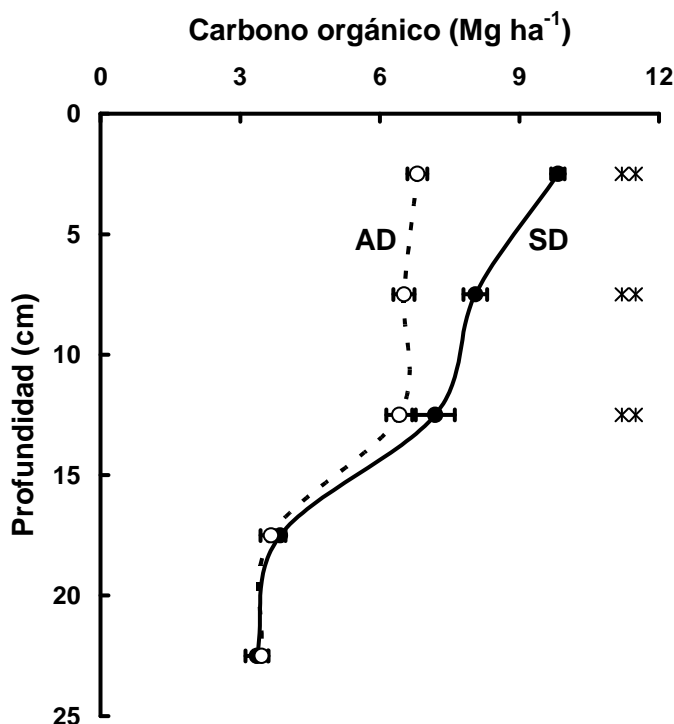


Figura 17. Distribución de la masa de carbono orgánico en función de la profundidad. Se presentan valores promedios de los muestreos realizados entre 2000 y 2003, los que se han asignado a la profundidad media de cada estrato de suelo muestreado. SD: siembra directa, AD: labranza con arado de disco. Las barras representan el error estándar. \*\* diferencias significativas entre los tratamientos ( $P = 0.05$ ).

## Discusión

En el experimento, realizado en la Región Semiárida Pampeana, se produjeron balances de carbono neutros o negativos, cuyas diferencias son atribuibles a cambios en la humedad del suelo inducidos por el sistema de labranza, que afectaron marcadamente la producción de biomasa de los cultivos y, consecuentemente, los aportes de residuos al suelo. Las pérdidas de carbono como  $\text{CO}_2$  no fueron casi afectadas. Esto muestra que en regiones semiáridas es esperable un efecto positivo de introducir siembra directa en comparación a sistemas de manejo con labranzas en lo relativo al balance de carbono del suelo. En otros agrosistemas se han reportado en general balances negativos de carbono, tanto en climas fríos (McGinn, Akinremi 2001, Pomazkina et al., 1999) como templados fríos (Duiker, Lal 2000, Koizumi et al., 1993), con pérdidas anuales del orden de  $0.4$  a  $4.0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . En algunos casos, sin embargo, los balances han sido prácticamente neutros con pérdidas del orden de  $0.02$ - $0.03 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Buyanovsky et al., 1987, Duiker, Lal 2000). En el este de la Región Pampeana, bajo un régimen climático templado-cálido y precipitaciones anuales cercanas a  $1000 \text{ mm}$ , se han establecido balances negativos de carbono de los suelos bajo la rotación trigo-soja de segunda independientemente del sistema de labranza (Alvarez et al., 1995b, 1998b). Las pérdidas de carbono registradas en estos casos varían entre  $1$  y  $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , no difiriendo entre sistemas manejados bajo siembra directa o con diferentes modalidades de labranza que implican la remoción del suelo. Tampoco se detectó en esos experimentos diferencias en los contenidos de humedad del suelo, en los aportes de carbono de los residuos entre tratamientos de labranza o en las pérdidas de carbono del suelo como  $\text{CO}_2$ .

El error de integración máximo en las estimaciones de emisión de  $\text{C-CO}_2$  del experimento de la tesis se estimó en  $\pm 4 \%$  ( $0.16 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Esta estimación surgió de acumular el error porcentual probable de cada medición de respiración, considerando un

desfasaje en la determinación volumétrica del C-CO<sub>2</sub> del 1 % (0.1 ml cada 10 ml para una concentración de HCl de 0.5 N usado en la titulación). Este error de integración afectaría levemente los balances de carbono calculados.

La revisión de resultados de numerosos experimentos de larga duración a nivel global, realizados mayoritariamente en ambientes templado y templado-fríos, ha indicado una velocidad media de secuestro de carbono bajo siembra directa en relación a manejos con labranza de entre 0.3 y 0.5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con niveles de acumulación total de 3 a 12 t C ha<sup>-1</sup> al llegar al equilibrio (Alvarez 2005a, West, Post 2002). Estos incrementos representan entre un 10 y un 16 % de aumento del contenido de carbono del estrato labrado del suelo. El incremento de contenido de carbono es más importante en suelos con bajo contenido inicial de carbono tendiendo a decrecer en suelos ricos en materia orgánica (Franzluebbers 2005, VandenBygaart et al., 2003). En regiones templado-calidas (Chan et al., 2003, Steinbach, Alvarez 2006) y tropicales (Six et al., 2002) los incrementos medios descriptos son menores, promediando 2-3 t C ha<sup>-1</sup>. En nuestro experimento la cantidad de carbono en el estrato 0-25 cm del suelo era 5.4 t C ha<sup>-1</sup> superior bajo siembra directa que bajo arado de disco, representando un incremento porcentual del 20 %. Este valor es mayor a los incrementos medios reportados previamente y está en concordancia con resultados de una revisión de experimentos realizados en la Región Pampeana que muestra mayores diferencias porcentuales en los contenidos de carbono de los suelos del Oeste Pampeano, pobres en carbono, que en suelos del este, ricos en carbono, como consecuencia de adoptar siembra directa en contraposición a sistemas con labranza (Steinbach, Alvarez, 2006). En suelos pampeanos con alto nivel de materia orgánica son esperables bajo siembra directa aumentos del orden del 5 % en los niveles de carbono, pasando estos aumentos a un 20 % en suelos pobres en materia orgánica.

Se comenzó a trabajar en el experimento de labranzas cuando el mismo tenía unos dos años de instalado y se trabajó en el mismo tres años más. Consecuentemente, al finalizar las determinaciones el ensayo tenía cinco años de duración. Como era esperable, la variabilidad no permitió detectar diferencias significativas entre momentos de muestreos en el contenido de carbono del suelo en el corto período de evaluación de 2000 a 2003, aunque a través del balance de carbono se pudo establecer diferencias en la dinámica del carbono entre tratamientos de labranza. Durante los tres años de trabajo la diferencia en el balance de carbono entre tratamientos fue 1.26 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La diferencia de stock de carbono en el suelo era, al finalizar el experimento respecto del momento inicial (5 años), 5.4 t ha<sup>-1</sup> en el estrato 0-25 cm. Este valor es parecido a 6.3 t C ha<sup>-1</sup>, que surge de la acumulación de la diferencia anual en el balance de carbono entre tratamientos. Si bien los valores no coinciden totalmente se parecen, a pesar que los cultivos sembrados los primeros dos años fueron distintos a los usados posteriormente. Esto indica que hay concordancia entre el cambio del stock de carbono entre tratamientos registrado al final del experimento y el balance de carbono estimado.

La estratificación de la materia orgánica en función de la profundidad del suelo, como se produjo en el experimento de la Región Semiárida, es un fenómeno generalizado bajo manejos de siembra directa en comparación a manejos con labranzas. Se ha reportado en ambientes fríos (Deen, Katakya 2003, McConkey et al., 2003, Kay, VandenBygaart 2002), templados (Hooker et al., 2005, Piovaneli et al., 2006, Puget, Lal 2005) y tropicales (Jantalia et al., 2007, Sotomayor-Ramírez et al., 2006, Zotarelli et al., 2007), y bajo escenarios húmedos (Koch, Stockfisch 2006, Metay et al., 2007, Wright, Hons 2005a) o semiáridos (Godsey et al., 2007, Thomas et al., 2007, Wright et al., 2007). Es la consecuencia del aporte diferencial de carbono de los residuos de los cultivos a diferentes profundidades en suelos que no son removidos por implementos de labranza. En éstos, los primeros centímetros del perfil reciben mucho más aporte de carbono que los estratos inferiores (Duiker, Lal 1999, Eynard et al., 2005, Staricka et al., 1991). Las diferencias en los contenidos de carbono orgánico entre sistemas de labranza se producen principalmente en los primeros 5-10 cm del suelo tendiendo a igualarse más abajo (Chan et al., 2003, Denef et al., 2004, Wright, Hons 2005a). Estos incrementos corresponden a formas lábiles de la materia orgánica como la fracción particulada, físicamente protegida dentro de los agregados (Denef et al., 2007, Mikha, Rice 2004, Oorts et al., 2007 a), la fracción liviana (Alvarez et al., 1998b, Murage et al., 2007, Son et al., 2003) y la biomasa microbiana (Alvarez et al., 1995a, Minoshima et al., 2006, Wright et al., 2005). En el

experimento de la tesis fueron significativas las diferencias entre tratamientos de labranza en los contenidos de carbono orgánico hasta 15 cm de profundidad. Hasta esta profundidad llegaba la acción del arado de disco en el tratamiento con remoción, mezclando el suelo y homogeneizando su concentración de carbono. Al ser la densidad aparente del suelo algo mayor en los primeros 5 cm del perfil bajo siembra directa, las diferencias en concentración de carbono se incrementaron al considerar la masa de carbono secuestrada en el suelo.

## CAPITULO 7: BALANCE DE NITRÓGENO

### Introducción

El balance de masas permite modelizar el funcionamiento de un agrosistema y comprender su funcionamiento (Meisinger, 1984). Puede plantearse a nivel de sitio (Meisinger 1984) o regional (Kimura, Hatano 2007) y, a pesar que las incertidumbres en las estimaciones pueden hacer que los balances no cierren en algunos casos (Brye et al., 2003), ha permitido, incluso, comprender el funcionamiento de agroecosistemas a nivel cuasicontinental (Janzen et al., 2003).

En su forma mas sencilla el balance puede plantearse como la diferencia entre entradas y salidas de nutrientes a un sistema, permitiendo su resultado estimar si el sistema gana o pierde nutrientes, tanto en el nivel local (Saleque et al., 2004) como regional (Lesschen et al., 2007, Sheldrick et al., 2002, 2003). Cuando se evalúan también los procesos de reciclado internos del sistema el balance además lleva a una comprensión de su funcionamiento (Janzen et al., 2003).

Una de las aplicaciones agronómicas más importantes del balance de nitrógeno ha sido la estimación de las dosis de fertilizante nitrogenado a aplicar en cultivos gramíneos como trigo y maíz (Makowski et al., 1999, Osmond et al., 1992, Vanotti, Bundy 1994). Se ha empleado también para estimar los flujos de nitrógeno de salida de sistemas en los que es difícil su determinación directa, sean ellos gaseosos (Kroeze et al., 2003) como por lixiviación (Lord et al., 2002 Sieling, Kage 2006). También ha resultado una herramienta muy útil en la estimación de flujos de ciclado interno de nitrógeno como la mineralización desde la materia orgánica (Delphin, 2000, Salmeron Miranda et al., 2007, Yamoah et al., 1998).

En la Región Pampeana se han planteado balances de nitrógeno para estudiar agrosistemas de zonas húmedas, habiéndose estimado valores de mineralización de nitrógeno en cultivos de trigo (Alvarez et al., 2004, González Montaner et al., 1997) y maíz (Alvarez 2006). También ha sido empleado en estas zonas para estimar pérdidas de nitrógeno en cultivos de maíz (Sainz Rozas et al., 2004) y pasturas (Barbieri et al., 2006) y para generar estrategias de fertilización de trigo (Alvarez 1999, Alvarez et al., 2004, González Montaner et al., 1997), maíz (Alvarez 1999) y girasol (Ruffo et al., 2003). Asimismo, en las mismas zonas se han realizado estimaciones de cambios introducidos por el manejo en los pools de nitrógeno de los agrosistemas bajo trigo (Abril et al., 2007). En la porción semiárida de la región no se han planteado balances de nitrógeno hasta el momento, ni se cuenta con estimaciones de la capacidad de los suelos de mineralizar nitrógeno.

### Materiales y métodos

Se realizó un seguimiento del contenido de nitrógeno como nitratos del suelo en cada fecha en que se determinó emisión de CO<sub>2</sub> determinando la concentración de nitratos hasta 60 cm de profundidad en capas de 20 cm. Para ello se tomaron muestras en tres sitios dentro de cada subparcela que se compusieron. Las muestras frescas fueron llevadas al laboratorio, molidas y homogeneizadas en húmedo y se determinó nitratos por colorimetría usando ácido cromotrópico (West, Ramachandran 1966).

En las muestras de material vegetal de parte aérea y raíces, cosechadas para evaluar producción de biomasa y aporte de carbono de los cultivos al suelo (Capítulo 3), se determinó contenido de nitrógeno por Kjeldahl (Bremner 1996). La absorción de nitrógeno por los cultivos se calculó como el producto de la masa de cada componente (grano, rastrojo y raíces) afectada por su concentración de nitrógeno. Se estimó la rhizodeposición de nitrógeno de la misma manera que se hizo para carbono (Capítulo 3).

El balance de nitrógeno a nivel suelo durante los ciclos de maíz y trigo se calculó como la diferencia entre las entradas de nitrógeno por fertilización menos las salidas por cosecha de grano. El balance de nitrógeno a nivel del pool mineral (Capítulo 1) se calculó para esos cultivos con el fin de estimar la mineralización aparente aplicando la siguiente expresión (Alvarez et al., 2004):



$$N \text{ min. neta ap.} = (N \text{ absorbido} + N \text{ residual}) - (N \text{ siembra} + N \text{ fertilización} + N \text{ descomposición})$$

Donde:

N min. neta ap. = nitrógeno de la mineralización neta aparente desde el humus (nitrógeno mineralizado menos las pérdidas por volatilización, desnitrificación y lixiviación).

N absorbido = nitrógeno absorbido en biomasa de grano, rastrojo, raíces y rhizodeposición.

N residual = nitrógeno de nitratos residual a cosecha.

N siembra = nitrógeno de nitratos a la siembra.

N fertilización = nitrógeno aportado por fertilización.

N descomposición = nitrógeno liberado durante la descomposición de los residuos de los cultivos antecesores.

Para estimar la descomposición de nitrógeno se determinó la masa de residuos de los cultivos antecesores al inicio de los ciclos de maíz y trigo y su contenido de nitrógeno y se estimó la velocidad de liberación desde ellos usando los modelos de descomposición presentados en el Capítulo 5. Se asumió que un 70 % de la diferencia entre nitrógeno en residuos superficiales entre siembra y cosecha y un 30 % de esa diferencia para residuos enterrados era liberada al suelo durante la descomposición, siendo el resto inmovilizado en la biomasa microbiana (Parton et al., 1993).

En las mismas fechas en que se muestreo el suelo para estimar su stock de carbono se estimó el stock de nitrógeno en estratos de 5 cm hasta los 25 cm de profundidad y en estratos de 25 cm hasta el metro de profundidad. Las concentraciones de nitrógeno determinadas por el método Kjeldahl (Bremner 1996), afectadas por la masa de suelo en cada estrato, obtenidas de determinaciones de densidad aparente realizadas como se describió en el Capítulo 6, permitieron estimar masa de nitrógeno acumulada.

Se realizaron pruebas de mineralización en laboratorio usando muestras de suelo provenientes de capas de 25 cm hasta el 1 m de profundidad. Muestras de 150 g de suelo seco al aire, molido y tamizado por 2 mm, a las que se les sacó casi totalmente los residuos vegetales, se incubaron 15 días a 30 °C y capacidad de campo. Al inicio y al final de las incubaciones se determinó nitrógeno de amonio y nitratos por arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) para estimar la capacidad de cada estrato de suelo de mineralizar nitrógeno desde la materia orgánica humificada (porcentaje de nitrógeno mineralizado). Sobre la base de la mineralización aparente estimada por balance, la cantidad de nitrógeno orgánico acumulado por estrato de suelo y la capacidad de cada estrato de mineralizar nitrógeno se estimó un coeficiente de mineralización de nitrógeno del humus para cada estrato. Para ello se prorrateó la mineralización aparente entre los estratos de suelo en función de la masa de nitrógeno que cada una podría mineralizar (masa de nitrógeno del humus x capacidad de mineralización). Las masas prorrateadas de nitrógeno mineralizado, expresadas como fracción de las masas de nitrógeno en el humus, correspondieron a los coeficientes de mineralización.

Los efectos de los tratamientos sobre los niveles de nitratos en el suelo se probaron usando la misma metodología aplicada para testear la humedad del suelo (Capítulo 3), la temperatura y las emisiones de CO<sub>2</sub> (Capítulo 4). Las masas de nitrógeno absorbidas por los cultivos y las diferencias entre los ingresos y egresos de nitrógeno entre sistemas de labranza se probaron por medio de un modelo de una vía con efectos fijos de tratamientos y la estructura de covarianza espacial de PROC MIXED, de la misma manera que se hizo para testear acumulación de carbono en biomasa (Capítulo 3).

## Resultados

La evolución del contenido de nitratos en el suelo mostró una tendencia similar a la del contenido de agua con niveles más altos durante las etapas iniciales del desarrollo de los cultivos, que luego disminuyeron con el avance de la estación de crecimiento (Figura 18). Fueron detectadas diferencias significativas entre los tratamientos de labranza en 16 fechas de

muestreo, siendo en 14 de ellas mayor el nivel de nitratos en el suelo labrado que bajo siembra directa. Las mayores diferencias en el contenido de nitrógeno se produjeron durante las fases iniciales de los cultivos de trigo y maíz, luego de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, cuando bajo arado de disco casi se duplicó el nivel de nitratos respecto de siembra directa.

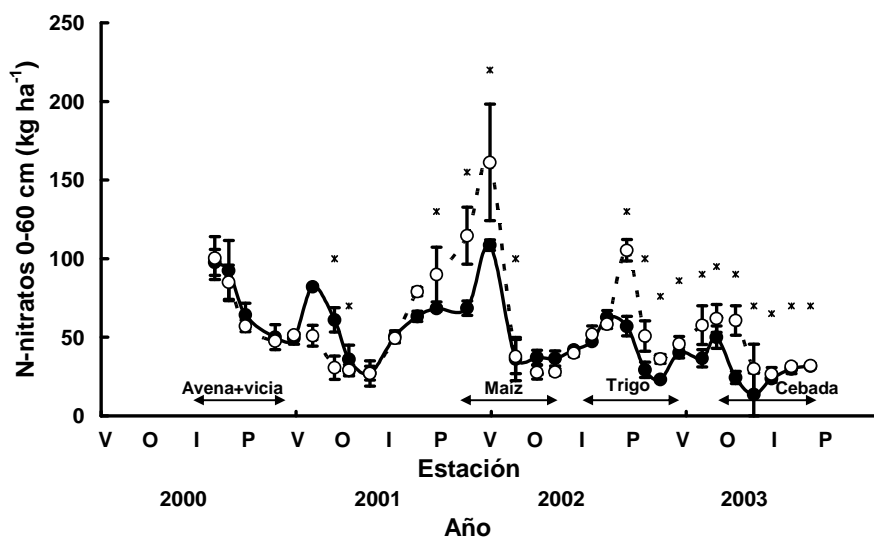


Figura 18. Evolución de N de nitratos en función de las estaciones del año. V, O, I y P son verano, otoño, invierno y primavera respectivamente. Círculos y línea llena corresponden a siembra directa y círculos vacíos con línea punteada a labranza con arado de disco. Los ciclos de los cultivos están indicados por flechas horizontales. Las barras verticales representan el error estandar. Los asteriscos corresponden a fechas con diferencias significativas entre tratamientos ( $P = 0.05$ ).

Tabla 5. Nitrógeno adsorbido por los cultivos bajo dos sistemas de labranza. AD = arado de disco, SD = siembra directa. Datos seguidos por la misma letra dentro de cada columna no difieren significativamente ( $P = 0.05$ ) entre sistemas de labranza para cada cultivo.

Cultivo y año	Sistema de labranza	Rastrojo	Raíces+rizodeposición	Grano
		(kg ha <sup>-1</sup> )		
Avena+vicia 2000	AD	22.9 a	13.9 a	35.0 a
	SD	35.3 b	21.3 b	54.3 b
Maíz 2001/02	AD	66.7 a	58.1 a	81.1 a
	SD	75.1 b	75.0 b	117 b
Trigo 2002	AD	48.4 a	7.8 a	64.1 a
	SD	45.5 a	9.2 a	66.9 a
Avena 2003	AD	52.8 a	7.0 a	-
	SD	81.7 b	9.8 b	-
Total	AD	190 a	86.8 a	180 a
	SD	238 b	115 b	238 b

La cantidad de nitrógeno absorbida por los cultivos fue mayor bajo siembra directa que bajo arado de disco para casi todos los cultivos de la rotación (Tabla 5). Solamente en trigo no hubo diferencias entre tratamientos. Esto determinó que la extracción de nitrógeno del suelo por cosecha de granos fuera  $48 \text{ kg N ha}^{-1}$  mayor bajo siembra directa en los tres años de duración de la misma.

El balance de nitrógeno fue negativo bajo los dos sistemas de labranza para los cultivos de maíz y trigo (Tabla 6). En maíz el balance fue más negativo bajo siembra directa que bajo arado de disco, no existiendo diferencias entre tratamientos en el caso de trigo. Las pérdidas de nitrógeno fueron en promedio unas 3 veces mayor en maíz que en trigo.

Tabla 6. Balance de nitrógeno del suelo para los cultivos de trigo y maíz. AD = arado de disco, SD = siembra directa. Datos seguidos por la misma letra dentro de cada columna no difieren significativamente ( $P = 0.05$ ) entre sistemas de labranza para cada cultivo.

Cultivo y año	Sistema de labranza	Entradas	Salidas	Balance
		(kg ha <sup>-1</sup> )		
Maíz 2001/02	AD	44	81.1	- 37.1 a
	SD	44	117	- 73.0 b
Trigo 2002	AD	50	64.1	- 14.1 a
	SD	50	66.9	- 16.9 a

No se detectaron cambios significativos en el stock de nitrógeno orgánico entre fechas de muestreo por lo que se promediaron los resultados (Figura 19). En los primeros 10 cm de profundidad se detectaron niveles de nitrógeno mayores bajo siembra directa desapareciendo esas diferencias más abajo. El contenido de nitrógeno orgánico en el estrato de 0 a 25 cm fue de  $3.5 \text{ Mg N ha}^{-1}$  bajo siembra directa y  $3.1 \text{ Mg N ha}^{-1}$  bajo arado de disco, no siendo la diferencia significativa. Respecto de la situación inicial del experimento, en 1998, no se detectaron cambios significativos de los stocks de nitrógeno de los suelos en ninguno de los sistemas de labranza al final de la experiencia.

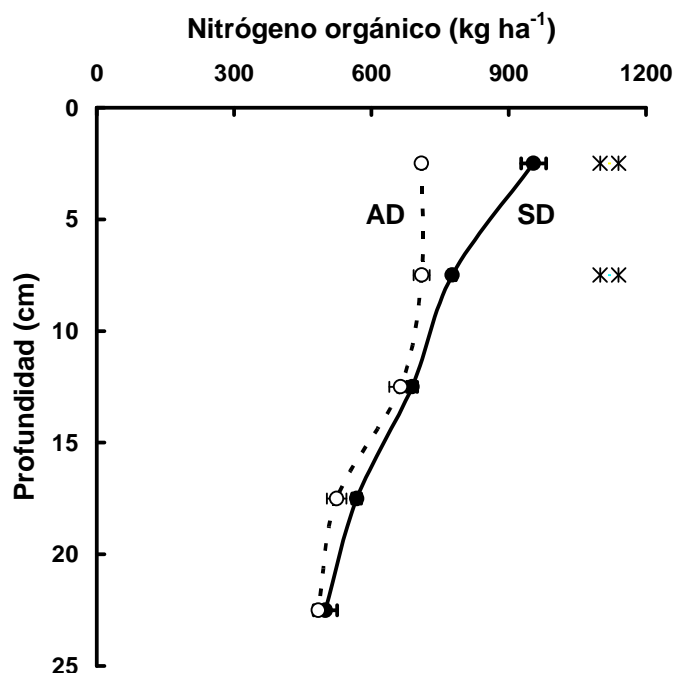


Figura 19. Distribución del nitrógeno orgánico en función de la profundidad del suelo. SD = siembra directa, AD = arado de disco. Las barras representan el error estándar \*\* diferencias significativas entre los tratamientos ( $P = 0.01$ ).

Se detectaron diferencias significativas ( $P = 0.05$ ) en las cantidades de nitrógeno liberadas desde los residuos en descomposición entre tratamientos de labranza durante el ciclo de maíz aunque la magnitud de esas diferencias careció de importancia agronómica. Durante el ciclo del cultivo se liberó al suelo  $7.3 \text{ kg N ha}^{-1}$  bajo siembra directa y  $2.6 \text{ kg N ha}^{-1}$  bajo arado de disco. Para trigo los valores fueron de  $15 \text{ kg N ha}^{-1}$  y  $12 \text{ kg N ha}^{-1}$  respectivamente, no difiriendo significativamente.

La mineralización aparente estimada por el balance de masas fue mayor ( $P = 0.05$ ) bajo siembra directa que en el tratamiento con arado de disco durante el ciclo de maíz (Figura 20). Por el contrario, en trigo no se detectaron diferencias significativas en la mineralización entre sistemas de labranza, siendo la cantidad de nitrógeno mineralizada desde el humus unas tres veces menor que para maíz (Figura 21).

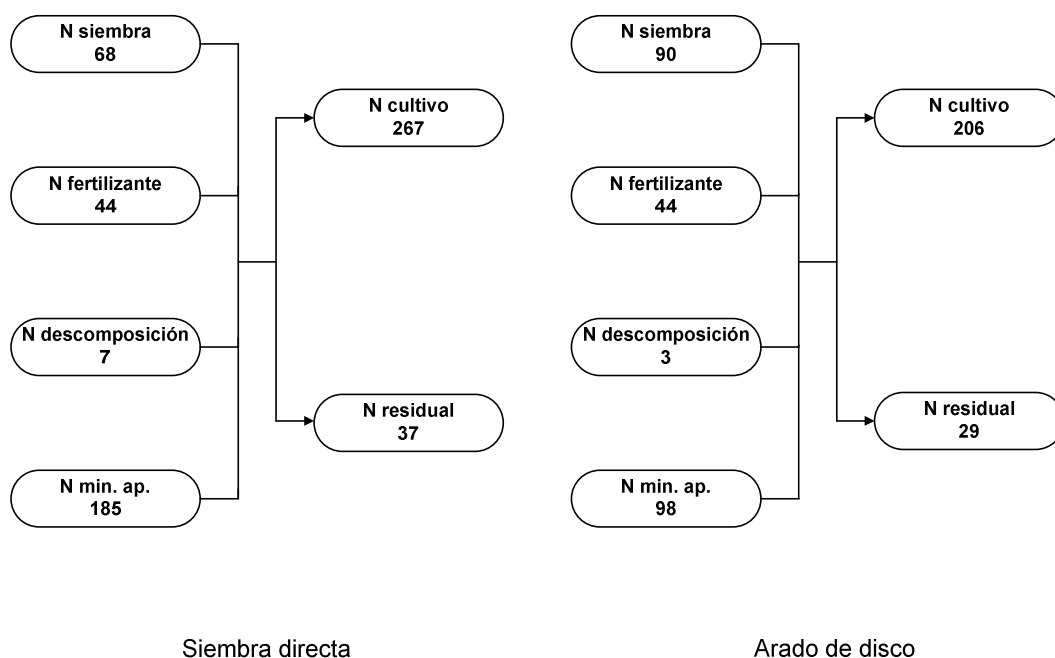


Figura 20. Esquema representativo de la cantidad de nitrógeno acumulada o liberada por algunos componentes del sistema suelo-planta durante el ciclo de maíz para los dos sistemas de labranza. Los números indican la magnitud de los componentes en  $\text{kg N ha}^{-1}$ .



Figura 21. Esquema representativo de la cantidad de nitrógeno acumulada o liberada por algunos componentes del sistema suelo-planta durante el ciclo de trigo para los dos sistemas de labranza. Los números indican la magnitud de los componentes en  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

Las reservas orgánicas en conjunto (residuos y materia orgánica humificada) liberaron una masa de nitrógeno equivalente al 43-62 % del total de nitrógeno disponible para el maíz y 38 % del disponible para trigo. Sumando el nitrógeno mineral del suelo a la siembra se estimó un aporte de nitrógeno del suelo de 81-85 % en maíz y 69 % en trigo. La fertilización en

consecuencia representó una fuente de nitrógeno para los cultivos de mucha menor importancia que el suelo. Para maíz bajo siembra directa la fuente suelo fue más importante que en el tratamiento con labranza.

En el perfil del suelo el nitrógeno orgánico y su tasa de mineralización estaban estratificados, estando consecuentemente el producto de ambos, la capacidad del suelo de mineralizar nitrógeno, mucho más estratificado (Figura 22). De la capacidad total de mineralizar nitrógeno del suelo en el estrato 0-25 cm se generaba un 63 % del nitrógeno, en el estrato 25-50 cm un 16 % y en el estrato 50-100 cm un 20 %.

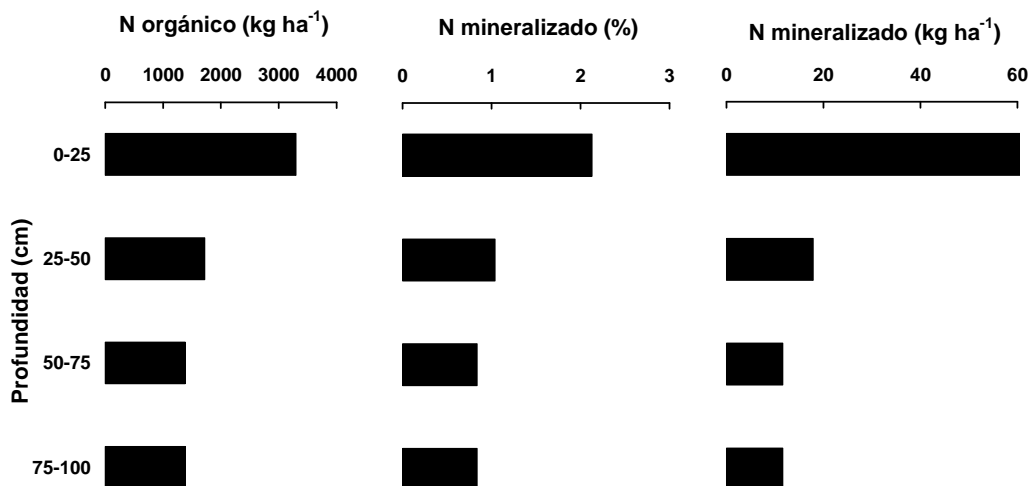


Figura 22. Distribución de la masa de nitrógeno orgánico en el perfil del suelo del experimento (subfigura izquierda), su tasa de mineralización porcentual determinada en un test de laboratorio expresada como porcentaje del nitrógeno orgánico mineralizado en 15 días (subfigura central) y producto de la masa de nitrógeno por su tasa de mineralización para cada estrato de profundidad considerado (subfigura derecha). Los resultados son el promedio de los dos tratamientos de labranza.

En función de las masas de nitrógeno orgánico acumuladas en esos estratos y la cantidad de nitrógeno mineralizada a campo, calculada por balance, se estimaron coeficientes de mineralización del nitrógeno de la materia orgánica por tratamiento de labranza, cultivo y profundidad (Tabla 7). Para el total de nitrógeno en el estrato 0-100 cm del suelo la mineralización fue del 1.3 a 2.2 % bajo maíz y del 0.6 % bajo trigo.

Tabla 7. Coeficientes de mineralización del nitrógeno orgánico del suelo para distintos estratos de profundidad, cultivos y sistemas de labranza. SD = siembra directa, AD = arado de disco.

Profundidad (cm)	Coef. mineralización (%)			
	SD maíz	AD maíz	SD trigo	AD trigo
0-25	3.11	2.01	0.90	1.06
25-50	1.91	1.09	0.55	0.57
50-75	1.25	0.72	0.36	0.38
75-100	1.25	0.72	0.36	0.38

## Discusión

En nuestro experimento, la evolución del contenido de nitratos del suelo fue similar a la del nivel de humedad, con marcadas caídas de ambos desde mediados a fines de los ciclos de los cultivos. La variación estacional del nivel de nitrógeno mineral estuvo marcada por un proceso de acumulación durante los barbechos y una disminución posterior a causa de la absorción vegetal, siendo esta evolución estacional similar bajo los dos tratamientos de labranza. El nivel de nitrógeno mineral en el suelo bajo escenarios de no aplicación de fertilizantes es el resultado de la diferencia entre la mineralización de nitrógeno desde el humus y la liberación por descomposición de residuos por un lado, y la absorción de la vegetación y las pérdidas por el otro. Comúnmente, en suelos cultivados, el contenido de nitratos en el suelo se incrementa durante el período de barbecho, en el cuál el nitrógeno que se mineraliza no es absorbido por falta de vegetación, para luego decrecer rápidamente durante la fase de crecimiento y absorción exponencial del cultivo. Esta evolución ha sido claramente observada en suelos de la porción húmeda de la Región Pampeana cultivados con maíz (Chamorro et al., 1984, Giambiagi et al., 1970) y trigo (Bonel et al., 1972, Giambiagi 1969).

La temperatura del suelo (Sierra 1997, 2002), su humedad (De Neve, Hofman 2002, Sierra et al., 2001) y la interacción entre ambas (Goncalves, Carlyle 1994) regulan los procesos de mineralización y descomposición que liberan nitrógeno. En suelos no cultivados de ambientes semiáridos de la Región Chaqueña la evolución de la mineralización a lo largo del año sigue la tendencia de la humedad edáfica, principal regulador del proceso (Mazzarino et al., 1991 a, b). En nuestro experimento los contenidos de nitrógeno mineral eran mayores en el tratamiento con labranza que bajo siembra directa, durante las etapas finales de los barbechos y las iniciales de los cultivos de maíz, trigo y avena. Para maíz la temperatura del suelo era mayor bajo arado de disco pero no hubo diferencias en los otros cultivos. Contrariamente, la humedad era mayor en todos los casos bajo siembra directa. A estos efectos contrapuestos, que dificultan la interpretación del impacto del sistema de labranza sobre la mineralización, se suma el hecho que la remoción del suelo puede incrementar la velocidad mineralización de nitrógeno desde la materia orgánica humificada (Davies et al., 2001, Hoffmann et al., 1996, Stenger et al., 1995) y la liberación de nitrógeno por descomposición de residuos vegetales (Drinkwater et al., 2000). La combinación de los efectos de todos estos factores determinó mayores niveles de nitratos a la siembra de los cultivos bajo el tratamiento con labranza.

En nuestro experimento la mayor producción de biomasa del tratamiento de siembra directa llevó a un mayor nivel de absorción de nitrógeno, a pesar que la disponibilidad inicial de nitrógeno mineral para los cultivos era menor que bajo arado de disco, y a un mayor rendimiento. En cultivos de gramíneas generalmente existe una relación estrecha entre la biomasa de la planta y la cantidad de nitrógeno absorbida (Dobermann, Cassman 2002, van Keulen, van Heemst 1982, Wit 1992). A su vez, también están positivamente relacionados la cantidad de nitrógeno absorbida y el rendimiento en grano de estos cultivos (Dobermann, Cassman 2002, van Keulen, van Heemst 1982, Osaki et al., 1994). En el componente raíces más rhizodeposición estimamos que un 28 % del total del nitrógeno absorbido por el maíz y un 7 % del absorbido por trigo se acumuló en madurez. Estos valores son diferentes a los reportados en otros experimentos para maíz (Salmeron Miranda et al., 2007) y trigo (Alvarez et al., 2004) y deben ser tomados con precaución.

Balances de nitrógeno negativos se han estimado en suelos de la porción húmeda de la Región Pampeana bajo trigo, siendo mayores las pérdidas de nitrógeno de los suelos en sistemas manejados bajo siembra directa que en sistemas labrados (Abril et al., 2007). Nosotros estimamos balances negativos para maíz y trigo, siendo también más negativas la diferencias entre entradas y salidas de nitrógeno bajo siembra directa que con labranza, lo que es atribuible a los mayores rendimientos logrados en el primer caso. Sin embargo, los balances estimados deben tomarse con precaución pues varios de los flujos intervinientes no han sido evaluados. Los aportes por lluvia se han estimado para la Región Pampeana en  $0.13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  de precipitación (Alvarez, 2001). Esto representaría una entrada adicional de unos  $10 \text{ kg N ha}^{-1}$  durante el ciclo de maíz y  $4 \text{ kg N ha}^{-1}$  durante el de trigo. Por otro lado, pérdidas por volatilización, desnitrificación y lixiviación pueden tener magnitudes variables, que han sido

estimadas en agrosistemas de la Pampa Húmeda pero no en la Región Semiárida (Alvarez, 2006). En la porción húmeda de la Región Pampeana, la revisión de experimentos en los que se ha cuantificado dichas pérdidas indica que se pierde del suelo en promedio un 20 % del nitrógeno mineral inicial en maíz y 10 % en trigo (Alvarez, 2006). Esto representaría unos 15 kg N ha<sup>-1</sup> en maíz y 4 kg N ha<sup>-1</sup> en trigo, asumiendo porcentajes similares para la Región Semiárida. Dichas pérdidas se balancean posiblemente con las entradas por precipitación afectando poco los balances calculados.

Si bien los balances de nitrógeno estimados durante los ciclos de maíz y trigo fueron negativos, esto no se tradujo en caídas significativas de los niveles de nitrógeno orgánico del suelo al comparar la situación del inicio con la del final del experimento. Esto se debe a que no se puede detectar en los stocks de nitrógeno del suelo cambios de la magnitud de los balances de nitrógeno calculados. El mayor de estos flujos fue de -73 kg de N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> lo que representa un 2% del stock de nitrógeno de los primeros 25 cm del suelo. Este cambio es menor que el error experimental en las determinaciones de nitrógeno. El menor de los balances calculado fue de -14 kg N ha<sup>-1</sup> siendo equivalente al 0.4 % del contenido de nitrógeno del suelo. Adicionalmente, estos balances negativos estimados para maíz y trigo posiblemente fueron compensados por un balance positivo para avena+vicia, debido a la fijación de nitrógeno.

Como ocurrió con el carbono, bajo siembra directa fue mayor en los primeros centímetros del perfil el contenido de nitrógeno orgánico del suelo que bajo arado de disco. Esto ha sido observado en otros experimentos de labranzas (Koch, Stockfisch 2006, Thomas et al., 2007, Wright, Hons 2005b). Se acumulan principalmente formas lábiles del nitrógeno en la materia orgánica particulada (Oorts et al., 2007a, Six et al., 1999, Wander, Bidart 2000), en la fracción liviana del suelo (Alvarez et al. 1998a, Freixo, et al., 2002) y en la biomasa microbiana (Alvear et al., 2005, Feng, et al., 2003, Wright et al., 2005). En consecuencia, aumenta bajo condiciones de laboratorio la capacidad de mineralización de nitrógeno de muestras superficiales tomadas de suelos bajo siembra directa en relación a suelos labrados (Alvarez et al., 1998a, El-Haris et al., 1983). Este fenómeno es el corolario de la mayor mineralización que se produce in situ en suelo labrado por efecto del disturbio introducido por las labranzas, que agota esas formas lábiles de la materia orgánica.

La mineralización aparente estimada a campo usando la metodología del balance es una medida mas apropiada que la evaluación de la mineralización neta real para estimar la disponibilidad de nitrógeno para los cultivos, estando correlacionada con el rendimiento (Bendi, Chand, 2007) y con la mineralización neta in situ (Delphin, 2000). Sin embargo, presenta la limitación de no poder discernir entre los procesos de mineralización bruta, inmovilización bruta y las pérdidas, dificultando el entendimiento del funcionamiento del sistema.

El impacto de la temperatura sobre la mineralización de nitrógeno hace que en verano este proceso sea más intenso que en invierno, por lo que son esperables mayores niveles de mineralización durante el ciclo de maíz que durante el de trigo. Valores medios similares de mineralización aparente a los observados en nuestro experimento se han reportado en redes experimentales llevadas adelante en suelos de la porción húmeda de la Región Pampeana, tanto en maíz (Alvarez, 2007, Sainz Rozas et al., 2004) como trigo (Alvarez et al., 2004, González Montaner et al., 1997). Esto se ha producido a pesar que los niveles de materia orgánica de los suelos de la Pampa Húmeda donde se hicieron esas estimaciones aproximadamente duplicaban el nivel que tenía nuestro suelo.

El nivel de nitrógeno mineral del suelo puede actuar como regulador del proceso de mineralización bruta. Mayores contenidos de nitrógeno mineral inhiben la mineralización (Sierra 1992). Por otro lado, al incrementarse el nitrógeno mineral del suelo la mineralización aparente, determinada aplicando el modelo de balance, disminuye (Alvarez et al., 2004, González Montaner et al., 1997). Esto se ha determinado que se debe a un incremento de los procesos de inmovilización y, posiblemente también, mayores pérdidas (Engels, Kuhlmann 1993, Blankenau et al., 2000, 2002). Como consecuencia de todos estos factores es esperable obtener menores valores de mineralización aparente al aumentar el contenido de nitratos en el suelo, como ocurre en nuestro experimento al comparar la mineralización entre el tratamiento de siembra directa con el de arado de disco en maíz. En el primero había menos nitratos en el suelo a la siembra del cultivo y fue mayor la intensidad de la mineralización. Sin embargo, una



segunda causa podría también haber llevado a obtener estos resultados, la mayor producción de biomasa bajo siembra directa, que determinó una demanda mayor de nitrógeno, generando un efecto de absorción más intensa, lo que se ha postulado podría incentivar la mineralización (Alvarez 2004). En trigo eran pequeñas las diferencias en los niveles de nitratos a la siembra entre tratamientos de labranza y la biomasa producida fue similar entre ellos, lo que llevó a que la mineralización no difiriera entre siembra directa y arado de disco.

En el suelo de nuestro experimento la mineralización de nitrógeno fue intensa incluso hasta 1 m de profundidad, a diferencia de lo reportado en suelos más finos. Por debajo de 25 cm se produjo un 37 % de la mineralización total determinada hasta el metro. Esto puede atribuirse a que el suelo no tenía un horizonte arcilloso subsuperficial en el que se limitara severamente la mineralización. La cantidad de materia orgánica de los suelos decrece con la profundidad y se incrementa su resistencia a la degradación por lo que disminuye la capacidad del suelo de mineralizar nitrógeno en capas más profundas (Connell et al., 1995). Este fenómeno ha sido evaluado en suelos de la Pampa Ondulada donde los estratos superficiales mineralizan mucho más carbono (Alvarez, 1999) y nitrógeno (Gianbiagi, Kraljev 1973) que los profundos. Se ha estimado que un 85 % del nitrógeno que mineralizan los suelos de esta región se genera en el horizonte A (0-30 cm) (Alvarez, 1999). La mineralización de nitrógeno esta regulada no sólo por la cantidad de nitrógeno orgánico (Barrett, Burke 2000, Connell et al., 1995) sino también por la textura del suelo (Delin, Linden 2002). Suelos más gruesos mineralizan más nitrógeno por estar la materia orgánica menos protegida por partículas finas. En nuestro experimento es esperable que todo el nitrógeno mineralizado, incluso el producido por las capas profundas del suelo, estuviera disponible para los cultivos, pues las raíces de éstos exploran el perfil hasta un metro de profundidad o más abajo (Cárcova et al., 2000, Dardanelli et al., 1997, Miralles et al., 1997). La presencia de capas de tosca se convierte en limitante para los cultivos cuando aparece a profundidades menores a un metro (Sadras, Calviño 2001). En nuestro experimento la tosca se encontraba en promedio a un metro de profundidad, no limitando en general el crecimiento de los cultivos.

Se han establecido coeficientes de mineralización del 2.4 % del nitrógeno del horizonte A durante el ciclo de maíz y del 0.8 % durante el ciclo de trigo en suelos finos del este de la Región Pampeana (Alvarez 2006, 2007). Estos coeficientes son usados para estimar la mineralización de los suelos y los requerimientos de fertilización por la metodología del balance, despreciando el posible aporte de nitrógeno de los estratos profundos del perfil, muy bajo en esos suelos. En el caso del suelo de nuestro experimento la mineralización subsuperficial no puede despreciarse pues aporta una cantidad significativa de nitrógeno a los cultivos.

## CAPITULO 8: MODELIZACIÓN EMPÍRICA DE LA RESPIRACIÓN HETEROTRÓFICA

### Introducción

La modelización es una herramienta útil para analizar la relación causa-efecto entre diferentes variables, comprender el funcionamiento de un sistema y hacer predicciones sobre su futuro comportamiento (Haefner, 2005). Comúnmente los modelos científicos se dividen en empíricos o basados en procesos, siendo los primeros de naturaleza estadística y los segundos una representación, con mayor o menor complejidad, de un sistema (Haefner, 2005, Jorgensen, Bendoricchio, 2001). En los modelos empíricos se plantean ajustes estadísticos entre variables, sin profundizar en los posibles mecanismos que explican esas relaciones. Son fáciles de construir y de aplicar. Los modelos basados en procesos son conjuntos de ecuaciones empíricas que pretenden describir los principales procesos involucrados en el funcionamiento de un sistema. Su construcción lleva generalmente muchos años y en la aplicación encuentran la limitante, muchas veces, de obtener toda la información necesaria para ejecutar la simulación del funcionamiento del sistema de interés.

Numerosos modelos basados en procesos se han desarrollado y empleado en la simulación de la dinámica de la materia orgánica del suelo (Shaffer et al., 2001), pudiéndose citar como los más usados el Century (Parton et al., 1993) y el RothC (Jenkinson, Rayner, 1977) entre otros (Molina, Smith, 1998). Si bien se han realizado estimaciones de flujos de carbono como CO<sub>2</sub> emitidos por el suelo empleando algunos de estos modelos a nivel regional o global (Jenkinson et al., 1991, Levy et al., 2007) su uso no ha sido validado a nivel de ecosistema. Modelos desarrollados para simular la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo a nivel de sitio se han desarrollado recientemente (Fang, Moncrieff, 1999, Pumpanen et al., 2003) pero su uso se ha restringido a ecosistemas naturales (Moncrieff, Fang, 1999, Pumpanen et al., 2003, Saiz et al., 2007), no incluyendo rutinas para modelar la emisión de suelos labrados.

Por el contrario, varios modelos empíricos han sido desarrollados para estimar el efecto de factores ambientales sobre la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo (Luo, Zhou, 2006). Muchos de ellos han sido contruidos para modelar los efectos de la temperatura y el contenido de agua del suelo (Capítulo 4), pero otros explican la emisión total de CO<sub>2</sub> (heterótrofa y autótrofa) incluyendo también variables asociadas a la producción de biomasa vegetal como el índice de área foliar (Amos et al., 2005), el NDVI (Sánchez et al., 2003) o la productividad primaria neta (Han et al., 2007). La inclusión de este tipo de variables podría estar asociada a la relación lineal que normalmente se observa entre la producción total de CO<sub>2</sub> del suelo y la biomasa de raíces vivas (Casadesus et al., 2007, Jia et al., 2006) no permitiendo estos modelos conocer qué fracción del CO<sub>2</sub> producido proviene de las reservas orgánicas del suelo. Modelos orientados a estimar exclusivamente la respiración heterótrofa no han sido desarrollados. Estos serían útiles para predecir las pérdidas de carbono desde los pools orgánicos de los suelos y el planteo de balances de carbono.

### Materiales y métodos

Se analizó la relación entre la emisión de carbono como CO<sub>2</sub> del suelo y una serie de variables ambientales utilizando técnicas de regresión lineal. Se probaron funciones lineales y cuadráticas simples y un modelo de regresión múltiple. Este incorporaba efectos lineales, cuadráticos e interacciones entre las variables (Shen et al., 2003):

$$C-CO_2 = a_0 + a_1v_1 - a_2v_1^2 + a_3v_2 - a_4v_2^2 + a_5v_1 v_2 + \dots + a_{n-2}v_x - a_{n-1}v_x^2 + a_nv_{x-1} v_x$$

Donde:

C-CO<sub>2</sub> = emisión de carbono como CO<sub>2</sub> (kg C ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

$a_0$  a  $a_n$  = coeficientes de regresión

$v_0$  a  $v_n$  = variables explicativas (sistema de labranza como variable dummy, siembra directa 0, arado de disco 1, carbono orgánico 0-25 cm ( $\text{t ha}^{-1}$ ), carbono en residuos no descompuestos ( $\text{kg MS ha}^{-1}$ ), contenido de agua por estrato (mm), contenido de N-nitratos por estrato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).

Los términos lineales, cuadráticos e interacciones se testearon para las variables continuas y sólo el término lineal y las interacciones para la variable dummy. Este modelo ha sido extensamente usado en la evaluación de experimentos de fertilización, y se esperan efectos lineales positivos y cuadráticos negativos (Colwell, 1994). Una combinación de ajustes de regresiones por selección combinada, ascendente y descendente se usó para obtener el modelo más parsimonioso con el mayor  $R^2$ . Los términos se conservaron en el modelo final si las pruebas F eran significativas al  $P = 0.05$  y el modelo final lo era  $P = 0.01$ . Para simplicidad, variables que incrementaran el  $R^2$  menos de un 5 % se eliminaron del modelo. La presencia de autocorrelación entre variables explicativas se testeó usando el VIF (factor de inflación de varianza, Neter et al., 1990). La ordenada y la pendiente de la regresión de datos predichos vs. observados de emisión de  $\text{CO}_2$  se compararon usando la prueba de t contra 0 y 1 respectivamente. Para evaluar el efecto de las variables independientes sobre el flujo de  $\text{CO}_2$  se usó el mejor modelo ajustado para sopesar dichos efectos, asignando valores a cada una de las variables independientes, dentro del rango de variación observado, y estimando emisión de  $\text{CO}_2$  para los promedios de las demás variables (Alvarez, Grigera, 2005). Se eliminó el 10 % superior e inferior de valores de las variables porque el modelo polinómico no funciona bien en los extremos de la distribución de datos (Onken et al., 1985).

## Resultados

La emisión de carbono como  $\text{CO}_2$  estuvo positivamente correlacionada con la cantidad de carbono en residuos no descompuestos y de manera también positiva pero curvilínea con la temperatura del suelo (Tabla 8). Los contenidos de agua y nitratos del suelo tuvieron en cambio un efecto negativo sobre el flujo de  $\text{CO}_2$ . La variable que mejor se correlaciona con la emisión del  $\text{CO}_2$  fue la temperatura que explicaba el 30 % de la variabilidad en la emisión. Los flujos de  $\text{CO}_2$  eran más altos durante los períodos cálidos del año, en los que la humedad del suelo era más baja, existiendo una correlación negativa entre temperatura y contenido de agua del suelo ( $R^2 = 0.28$ ,  $P = 0.05$ ), como se indicó en el Capítulo 4. Por lo tanto, la relación negativa entre la emisión de  $\text{CO}_2$  y el contenido en agua del suelo parece la consecuencia de tener el suelo seco durante el verano, más que el impacto de un exceso del contenido de agua sobre la emisión de  $\text{CO}_2$ .

Tabla 8. Parámetros de regresión estimados para funciones de ajuste entre el flujo de carbono como  $\text{CO}_2$  emitido por el suelo ( $\text{kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) y algunas variables de manejo y ambientales con el correspondiente coeficiente de determinación ( $R^2$ ) del modelo ajustado ( $n=186$ ). ns = no significativo a  $P = 0.05$ . Sistema de labranza como variable dummy, siembra directa 0, arado de disco 1, carbono orgánico 0-25 cm ( $\text{t ha}^{-1}$ ), carbono en residuos no descompuestos ( $\text{kg MS ha}^{-1}$ ), contenido de agua por estrato (mm), contenido de N-nitratos por estrato ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).

Variable	Intercepta	Término lineal	Término cuadrático	$R^2$
Sistemas de labranza	ns	ns	ns	ns
Carbono orgánico	ns	ns	ns	ns
Carbono en residuos	9.9	0.00059	-	0.07
Temperatura	5.7	0.48	-0.0068	0.31
Contenido de agua (0-20 cm)	15	-0.095	ns	0.12
Contenido de agua (0-60 cm)	15	ns	-0.00022	0.20
Contenido de agua (0-100 cm)	11	0.048	-0.00023	0.23
N-nitratos 0-20 cm	15	-0.28	0.0032	0.17
N-nitratos 0-60 cm	16	-0.14	0.00074	0.14

El modelo polinómico de regresión testeado permitió explicar el 55 % de la variación en emisión de CO<sub>2</sub> (Figura 23). Este modelo predice fuertes efectos positivos de la cantidad de residuos y la temperatura del suelo sobre la emisión de CO<sub>2</sub> y, también, un efecto negativo menor del nivel de N-nitrato (Figura 24).

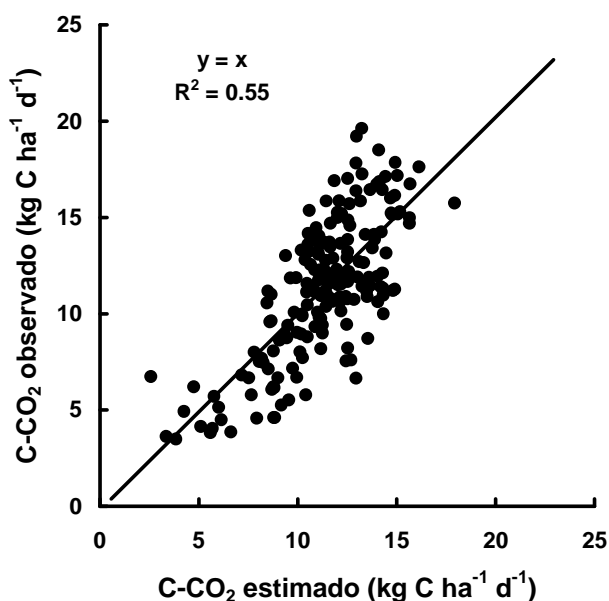


Figura 23. Valores de emisión de carbono como CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) observada a campo vs. la estimada por el modelo de regresión múltiple ajustado:

$$C-CO_2 = 3.7 + 0.0031 CR - 0.00000028 CR^2 + 0.48 TS - 0.012 TS^2 - 0.059 NN + 0.029 SLNN - 0.000015 CRNN + 0.0027 TSNN$$

Donde: CR = carbono en residuos, TS = temperatura del suelo, NN = N-nitratos (0-60 cm), SL = sistema de labranza.

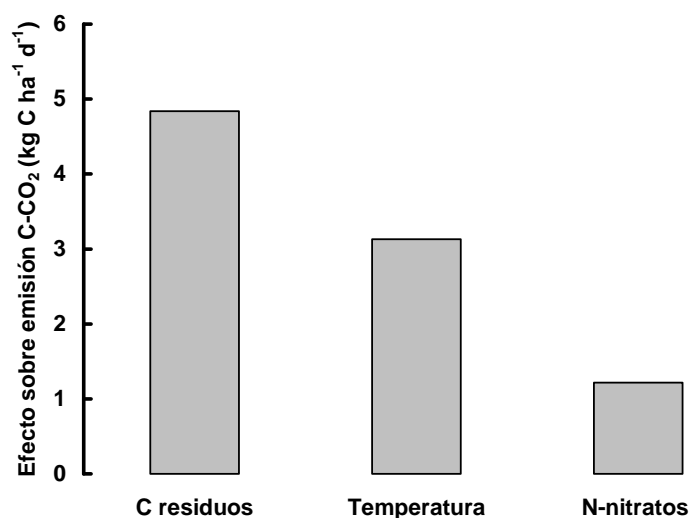


Figura 24. Efecto de las variables explicativas sobre la emisión de carbono como CO<sub>2</sub> del suelo (C-CO<sub>2</sub>). El efecto de N-nitratos es el promedio para los dos tratamientos de labranza.

## Discusión

En nuestro experimento la variable con mayor peso sobre la emisión de CO<sub>2</sub> fue la cantidad de carbono en los residuos vegetales, no encontrándose relaciones significativas de la respiración heterótrofa con el nivel de carbono orgánico del suelo. Esto es la resultante de la amplia variación en los contenidos de carbono en residuos que, según el momento considerado, fluctuaron entre 0.5 y 6.7 t C ha<sup>-1</sup>, mientras que el carbono orgánico presentó un rango estrecho de variación, entre 26 y 33 t C ha<sup>-1</sup>. El efecto de la temperatura sobre la emisión heterótrofa de CO<sub>2</sub> fue menor al de la disponibilidad de sustrato y menor aún el de la cantidad de nitrógeno mineral del suelo. Este último efecto, que tenía signo negativo en el modelo de regresión ajustado, no tiene una explicación teórica evidente. Se ha reportado anteriormente que varias propiedades del suelo afectan su emisión de CO<sub>2</sub> in situ. El tamaño de los pooles de carbono disponible para los microorganismos es una de ellas. Se han descrito relaciones positivas y significativas entre la producción de CO<sub>2</sub> del suelo y el contenido de carbono (Chevalier et al., 2006, Smith, 2003, Tufekcioglu et al., 2001) y nitrógeno orgánico (Kosugi et al., 2007), los pooles labiles como la materia orgánica particulada (Chevalier et al., 2006) o el carbono soluble (Kane et al., 2006, Luo et al., 2004, Rochette, Gregorich, 1998) y la cantidad de residuos presente en el suelo (Fang et al., 1998) o que este recibe anualmente (Davidson et al., 2002 a). También se han encontrado relaciones significativas y positivas entre la respiración in situ y la cantidad de microorganismos (Li et al., 2005, Smith, 2003) o la biomasa microbiana (Luo et al., 2004). Contrariamente, relaciones negativas se han detectado entre la producción de CO<sub>2</sub> y la densidad aparente (Pengthamkeerati et al., 2005, Smith, 2003), fenómeno que podría deberse a una menor difusividad relacionada a la disminución de la porosidad que se produce al aumentar la densidad aparente. En suelos de bosques, combinando como variables explicativas temperatura, contenido de agua del suelo, nivel de carbono y densidad aparente se ha podido generar modelos capaces de explicar 54 % de la variabilidad en la emisión de CO<sub>2</sub> de distintos sitios (Saiz et al., 2006).

El modelo ajustado puede ser usado para realizar estimaciones de producción de CO<sub>2</sub> del suelo en sitios en los que se cuenta con información sobre las variables explicativas y para particionar el C-CO<sub>2</sub> proveniente de la materia orgánica del generado desde los residuos. Si bien el carbono orgánico humificado no entró al modelo como variable predictiva, porque su rango de variación entre las subparcelas no fue muy amplio, de todos modos el modelo permitió particionar el C-CO<sub>2</sub> producido desde los pooles residuos y materia orgánica. Asignando valores al pool carbono de los residuos se puede estimar su efecto en la respiración. Para un nivel de 0 residuos, el flujo de carbono estimado por el modelo proviene exclusivamente de la materia orgánica humificada. Para 1000 kg de C ha<sup>-1</sup> en los residuos el 80 % de la respiración proviene de la materia orgánica y el 20 % de los residuos. Para un nivel de carbono de residuos de 5000 kg de C ha<sup>-1</sup> un 55 % de la respiración proviene del carbono de la materia orgánica y el 45 % de los residuos.

## CAPÍTULO 9: CONSIDERACIONES FINALES

Esta tesis ha tenido como objetivo general investigar aspectos poco conocidos de la dinámica del carbono y del nitrógeno orgánicos del suelo en función del sistema de labranza en agrosistemas de regiones semiáridas. Existe mucha información sobre los efectos de los sistemas de labranza sobre la masa de materia orgánica del suelo (Alvarez 2005a, West, Post 2002). Incluso, pueden estimarse los efectos a futuro de la adopción de sistemas de siembra directa, en reemplazo de los manejos que utilizan labranzas, a nivel regional o global (IPCC 1997). En este sentido, los resultados obtenidos sobre el impacto del sistema de labranza en las masas de carbono y nitrógeno orgánicos (Figura 15, 17 y 19), constituyen más una verificación de efectos conocidos que un aporte nuevo al tema. De igual manera, los efectos encontrados sobre la velocidad de descomposición de residuos (Figuras 11, 12 y 13 y Tablas 3 y 4) no constituyen en sí un aporte original. Es muy conocido el efecto del sistema de labranza sobre la velocidad de descomposición de residuos, siendo generaliza la observación de mayores velocidades de descomposición cuando éstos son enterrados (Christensen 1986, López et al., 2003, Summerell, Burges 1989). Esta parte de la tesis se orientó a generar herramientas que permitieran estimar el aporte de nitrógeno de los residuos a los cultivos y no fue un objetivo en sí mismo. También es conocido el efecto de los sistemas de labranza sobre la humedad del suelo (Figura 6) y su nivel de nitratos (Figura 18). Como se observó en nuestro experimento, los suelos tienden a estar mas húmedos (De Vita et al., 2007, Josa, Heterer 2005, Ordóñez Fernández et al., 007) y tener menos nitratos (Davies et al., 2001, Hoffmann et al., 1996, Stenger et al., 1995) cuando son manejados bajo siembra directa que cuando se los rotura. Por el contrario, entender qué procesos conducen a los incrementos del contenido de materia orgánica o a los menores niveles de nitrógeno mineral de los suelos bajo siembra directa respecto de sistemas labrados han sido los objetivos explícitos de esta tesis.

Mucho se ha trabajado en la evaluación del efecto del sistema de labranza sobre el rendimiento de los cultivos, pero casi nada sobre su impacto en los aportes de carbono al suelo. En agrosistemas de regiones semiáridas algunos reportes indican el logro de rendimientos más altos para ciertos cultivos cuando se manejan bajo siembra directa en lugar que con sistemas con labranza (Triplett, Dick 2008, Wang et al., 2007). No se han evaluado en estos agrosistemas las entradas de carbono al suelo por la vía de residuos. Esto sí se ha estudiado en un agrosistema húmedo, donde no se producían diferencias del contenido de humedad del suelo entre sistemas de labranza y en el que se ha observado que los aportes son similares en siembra directa o labranza con arado de reja y vertedera (Alvarez et al., 1995b, 1998b). Sobre esta base se planteó la hipótesis 1: la mayor humedad del suelo bajo sistemas de manejo sin labranza determina una mayor producción de biomasa por los cultivos y superiores aportes de carbono como residuos bajo escenarios de disponibilidad de nitrógeno no limitante y clima semiárido-árido. Esta hipótesis no fue rechazada (Tabla 2). Todos los cultivos de la rotación utilizada aportaban más carbono al suelo bajo siembra directa que en el tratamiento manejado con arado de disco. Esta diferencia era solo atribuible al mayor nivel de humedad del suelo no labrado. Las demás condiciones ambientales eran similares entre tratamientos de labranza e, incluso, la fertilidad nitrogenada era superior bajo arado de disco.

El hecho de que la temperatura en ecosistemas templado-húmedos es el factor abiótico con más influencia sobre la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo (Byrne, Kiely 2006, Humphreys et al., 2006), pero que en algunos sistemas áridos-semiáridos puede pasar a serlo el agua (Asensio et al., 2007, Parker et al., 1983, Wichern et al., 2004) y que, generalmente, la temperatura es mayor en manejos con labranza (Grant et al., 1990, Fortin 1993) llevó a plantear la hipótesis 2: la mayor temperatura del suelo bajo sistemas con labranza se balancea con el nivel más alto de humedad bajo siembra directa en ambientes semiáridos y, en consecuencia, la emisión de CO<sub>2</sub> no difiere entre estos sistemas de labranza. Esta hipótesis no pudo ser testeada porque bajo la rotación usada en el experimento no se produjeron diferencias de temperatura entre sistemas de labranza (Figura 7). Paralelamente, la humedad no llegó a limitar en ningún caso la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo (Figuras 9 y 10). Si bien se ha observado anteriormente que la emisión anual de CO<sub>2</sub> a la atmósfera desde los suelos es mayor en manejos con labranza (Brye et al., 2006, Kessavalou et al., 1998, Omonode et al., 2007), esto no fue lo que pasó en nuestro experimento,

donde las emisiones fueron, aunque significativamente mayores en el tratamiento con arado de disco, muy similares entre manejos (Figura 8). El suelo emitió unas  $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en los dos sistemas de labranza. Este resultado permitió plantear el balance de carbono del suelo y estimar que el mismo era neutro bajo siembra directa pero negativo con arado de disco. El balance estuvo principalmente afectado por las diferencias en las entradas de carbono al suelo impuestas por los manejos diferentes pero no se afectaron las pérdidas. Este es el resultado más relevante de la tesis. Sin embargo, la hipótesis 2 deberá ser testeada en otras condiciones experimentales, básicamente bajo otras rotaciones y en ambientes más secos.

La hipótesis 3: la menor velocidad de descomposición de los residuos del cultivo antecesor bajo siembra directa respecto de manejos con labranza determina que durante el período de alta demanda de nitrógeno por parte de los cultivos se produzca inmovilización o menor liberación de este nutriente en el sistema sin labranza en un ambiente semiárido por no haber avanzado la descomposición lo suficiente como para liberar nitrógeno desde los residuos, fue confirmada (Figura 12 y 13, Tabla 4). No se detectó inmovilización de nitrógeno en ninguno de los tratamientos de labranza ni tipos de residuos testeados, siendo la liberación de nitrógeno más rápida cuando los mismos se enterraron. Esto generó mayores niveles de nitratos disponibles para los cultivos en las fases iniciales de los ciclos vegetativos. Este conocimiento puede ser usado en el diseño de estrategias de manejo que apunten a incrementar el nivel de nitratos del suelo. La incorporación permite una liberación más rápida del nitrógeno de los residuos vegetales en ecosistemas semiáridos como el del experimento.

Un resultado interesante y no esperado que surge de la tesis es la observación de una mayor mineralización de nitrógeno desde la materia orgánica humificada producida bajo siembra directa en comparación al tratamiento manejado con arado de disco (Figuras 20 y 21, Tabla 7) y el consecuente balance de nitrógeno más negativo en ese sistema de labranza (Tabla 6). Este resultado surge del efecto de la disponibilidad hídrica sobre la producción de biomasa de los cultivos y los requerimientos de absorción de nitrógeno. Bajo siembra directa los cultivos produjeron más biomasa, absorbieron más nitrógeno y, aparentemente, llevaron a que se produjera una mineralización más intensa en el suelo. Esto podría ser el resultado de una mayor disminución por absorción del nivel de nitratos, que actúan como represores del proceso de mineralización a nivel de micrositios de alta actividad biológica en el suelo (Sierra 1992a). Esta última idea será planteada como hipótesis de trabajo para futuras investigaciones a realizar por el autor.

Finalmente, el modelo empírico explicativo de la emisión de  $\text{CO}_2$  del suelo (Figuras 23 y 24) permite estimar cuál será la pérdida de carbono de otros suelos teniendo disponibles solo algunos datos como su temperatura, su nivel de residuos y el contenido de nitratos. Con esta información, más fácil de obtener que hacer la determinación de flujos de  $\text{CO}_2$ , puede estimarse la emisión y, contando con información sobre aportes de carbono al suelo, es posible plantear balances para situaciones específicas. Presenta por lo tanto este modelo una utilidad práctica.

## REFERENCIAS

- AACREA. 2008. [www.aacrea.com.ar](http://www.aacrea.com.ar)
- AAPRESID. 2003. Sigue creciendo nuestra marca país. Rev. Asoc. Arg. de Productores de Siembra Directa. 66: 34
- Aber, J.D., Melillo, J.M. 1991. Terrestrial Ecosystems. Saunders College Pub. Philadelphia, USA, pág. 430.
- Abril, A., Baleani, D., Casado-Murillo, N., Noe, L. 2007. Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. Agric. Ecosys. Environm. 119: 171-176.
- Akinremi, O.O., McGinn, S.M., McLean, D.J. 1999. Effects of soil temperature and moisture on soil respiration in barley and fallow plots. Can. J. Soil Sci. 79: 5-13.
- Al-Kaisi, M.M., Yin, X. 2005. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. J. Environm. Qual. 34: 437-445.
- Alvarez, C.R., Alvarez, R. 2000. Nitrogen balance in a soil-wheat system under plow- and no-tillage in the Argentine Humid Pampa. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 31, 1043-1050.
- Alvarez, C.R., Alvarez, R., Sarquis, A. 2008. Residues decomposition and fate of nitrogen-15 in a wheat crop under different previous crops and tillage systems. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 39: 574-586.
- Alvarez, R. 1999. Uso de modelos de balance para determinar los requerimientos de fertilizante nitrogenado de trigo y maíz. EUDEBA, 58 pág.
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. R. Alvarez. Soil Use and Management. 17: 62-66.
- Alvarez, R. 2004. Factores reguladores de la mineralización de nitrógeno en suelos de la Pampa Ondulada. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 2004. Actas en CD: 10 pág.
- Alvarez, R. 2005 a. A review of nitrogen fertilization and conservation tillage effects on soil carbon storage. Soil Use and Manag., 21: 38-52.
- Alvarez, R. 2005 b. Carbon stocks in pampean soils: a simple regression model for estimation of carbon storage under non degraded scenarios. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 36: 1583-1589.
- Alvarez, R. 2006. Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editorial Facultad de Agronomía (UBA), 206 pág.
- Alvarez, R. (Ed.). 2007. Fertilización de cultivos de granos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Editorial FAUBA, Buenos Aires, pág. 223.
- Alvarez, R. 2009. Predicting average regional yield and production of wheat in the Argentine Pampas by an artificial neural network approach. Eur. J. Agron. 30: 70-77.
- Alvarez, R., Alvarez, C.R. 2001. Temperature as regulator of soil carbon dioxide production in the Humid Pampa of Argentina. Biology and Fertility of Soils 34: 282-285.
- Alvarez, R., Alvarez, C.R., Lorenzo, G. 2001. CO<sub>2</sub>-C fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. Eur. J. Soil Biol. 37 161-166.
- Alvarez, R., Alvarez, C., Daniel, P., Richter, V., Blotta, L. 1998a. Nitrogen distribution in soil density fractions and its relation with nitrogen mineralization under different tillage systems. Austr. J. Soil Res. 36: 247-256.
- Alvarez, R., Daniel, P., Santanatoglia, O., Brazzola, G., García, R. 1991. Descomposición de rastrojo de soja en bolsas de residuos de distinto tamaño de poro. Turrialba 42: 279-284.
- Alvarez, R., Diaz, R., Barbero, N., Santanatoglia, O., Blotta, L. 1995a. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage systems. Soil Till. Res. 33: 17-28.
- Alvarez, R., Russo, M., Prystupa, P., Sheiner, J., Blotta, L. 1998b. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. Agron. J. 90: 138-143.
- Alvarez, R., Santanatoglia, O, García, R 1995b. Soil respiration, microbial biomass and organic matter contribution of crops in a wheat-soybean rotation. Soil Use and Management 11: 45-50.



- Alvarez, R., Grigera, S. 2005. Analysis of soil fertility and fertilizer effects on wheat and corn yield in the Rolling Pampa of Argentina. *J. Agron. Crop. Sci.* 191 : 321-329.
- Alvarez, R., Lavado R.S. 1998. Climatic control of the organic matter of the Pampas and Chaco soils. *Geoderma* 83: 127-141.
- Alvarez, R., Santanatoglia, O.J., García, R. 1996. Plant and microbial contribution to soil respiration under zero and disc tillage. *Eur. J. Soil Biol.* 32: 173-177.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil Till. Res.* 104: 1-15.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., Grigera, S., Cartier, E., Obregón, A., García, R. 2004. The balance sheet methods as a conceptual framework for nitrogen fertilization of wheat in pampean agroecosystems. *Agron. J.* 96: 1050-1057.
- Alvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M.V., Arrúe, J.L. 2007. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Till. Res.* 96: 331-341.
- Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J.L., Borie, F. 2005. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil Till. Res.* 82: 195-202.
- Amato, M. 1983. Determination of  $^{12}\text{C}$  y  $^{14}\text{C}$  in plant and soil. *Soil Biol. Biochem.* 15, 611-612.
- Ambus, P., Jensen, E.S. 2001. Crop residue management strategies to reduce N-losses. Interactions with crop N supply. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32: 981-996.
- Amos, B., Arkebauer, T.J., Doran, J.W. 2005. Soil surface fluxes of greenhouse gases in an irrigated maize-based agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 387-395.
- Amos, B., Shen, H., Arkebauer, T.J., Walters, D.T. 2007. Effect of previous crop residue on soil surface carbon dioxide flux in maize. *Soil Sci.* 172: 589-597.
- Andrén, O., Rajkai, K., Katterer, T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. *Biol. Fert. Soils* 15: 1-8.
- Andrén, O., Lindberg, T., Paustian, K., Rosswall, T. (Eds.). 2001. *Ecology of Arable Land* (Ecological Bulletin 40). Blackwell Pub. pág. 222.
- Andrén, O., Paustian, K. 1987. Barley straw decomposition in the field: a comparison of models. *Ecology* 68: 1190-1200.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1945-1962.
- Anken, T., Weisskopf, P., Zihlmann, U., Forrer, H., Jansa, J., Perhacova, K. 2004. Long-term tillage systems effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil Till. Res.* 78: 171-173.
- Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J., Azooz, R.H. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in Northwestern Canada. *Soil Till. Res.* 53: 41-47.
- Asensio, D., Peñuelas, J., Llusia, J., Ogaya, R., Filella, I. 2007. Interannual and interseasonal soil  $\text{CO}_2$  efflux and VOC exchange rates on a Mediterranean holm oak forest in response to experimental drought. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2471-2484.
- Aulakh, M.S., Khera, T.S., Doran, J.W., Bronson, K.F. 2001. Managing crop residue with green manure, urea, and tillage in a rice-wheat rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 820-827.
- Austin, A. 2002. Differential effects of precipitation on production and decomposition along a rainfall gradient in Hawaii. *Ecology* 83: 328-338.
- Baijukya, F.P., Ridder, N., Giller, K.E. 2006. Nitrogen release from decomposing residues of leguminous cover crops and their effect on maize yield on depleted soils of Bukoba District. Tanzania. *Plant Soil* 279: 77-93.
- Baker, J.M., Griffis, T.J. 2005. Examining strategies to improve the carbon balance of corn/soybean agriculture using eddy covariance and mass balance techniques. *Agric. Forest. Meteorol.* 128: 163-177.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53: 215-3230.

- Barbieri, P.A., Echeverría, H.E., Sainz Rozas, H.R., Picone, L.I. 2006. Nitrogen use efficiency from urea applied to a tall wheatgrass (*Elytrigia elongata*) prairie in a sodic soil. *Austr. J. Soil Res.* 46: 535-543.
- Barrett, J.E., Burke, I.C. 2000. Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1707-1716.
- Bauer, A., Black, A.L. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 185-193.
- Baumhardt, R.L., Lascano, R.J., Evett, S.R. 2000. Soil material, temperature, and salinity effects on calibration of multisensor capacitance probes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1940-1946.
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielnizuk, J., Pavinato, A., Dieckow, J. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Till. Res.* 86: 237-245.
- Beare, M.H., Wilson, P.E., Fraser, P.M., Butler, R.C. 2002. Management effects on barley straw decomposition, nitrogen release, and crop production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 848-856.
- Becker, M., Ladha, J.K., Ottow, J.C.G. 1994. Nitrogen losses and lowland rice yield as affected by residue nitrogen release. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1660-1665.
- Bell, M.A. 1993. Organic matter, soil properties, and wheat productivity in the High Valley of Mexico. *Soil Science* 156: 86-93.
- Bendi, D.K., Chand, M. 2007. Quantifying the effect of soil organic matter on indigenous soil N supply and wheat yield productivity in semiarid subtropical India. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 79: 103-112.
- Bending, G.D., Turner, M.K. 1999. Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil. *Biol. Fert. Soils* 29: 319-327.
- Bergensen, F.J., Turner, G.L., Gault, R.R., Peoples, M.B., Morthorpe, L.J., Brockwell, J. 2000. Contributions of nitrogen in soybean crop residues to subsequent crops and to soils. *Austr. J. Soil Res.* 43: 155-169.
- Bernardos, J.N., Viglizzo, E.F., Juvet, V., Lértora, F.A., Pordomingo, A.J., Cid, F.D.. 2001. The use of EPIC model to study the agroecological change during 93 years of farming transformation in the Argentine Pampas. *Agric. Sys.* 69: 215-234.
- Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., Breneman, V. 2001. Impact of soil erosion on crop yields in North America. *Adv. Agron.* 72: 1-52.
- Blair, J.M.: 1988. Nitrogen, sulfur and phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. *Soil Biol. Biochem.* 20: 693-701.
- Blankenau, K., Kuhlmann, H., Olf, H.W. 2000. Effect of increasing rates of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer on recovery of fertilizer N in plant and soil N pools in a pot experiment with winter wheat. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 475-480.
- Blankenau, K., Olf, H.W. 2001. Effect of different crop densities of winter wheat on recovery of nitrogen in crop and soil within the growth period. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 186: 151-156.
- Blankenau, K., Olf, H.W., Kuhlmann, H. 2002. Strategies to improve the use efficiency of mineral fertilizer nitrogen applied to winter wheat. *J. Agron. Crop Sci.* 188: 146-154.
- Bohlen, P.J., Parmelle, R.W., Allen, M.F., Ketterings, Q.M. 1999. Differential effects of earthworms on nitrogen cycling from various nitrogen-15-labeled substrates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 882-890.
- Böhm, W. 1979. Methods of studding roots systems. *Ecological studies*, Vol. 33. Springer, Berlin, pp. 115-124.
- Bohn, H.L. 1976. Estimate of organic carbon in World soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 468-470.
- Bonel, J.A., Puricelli, C., Novello, P. 1972. Influencia de diferentes manejos sobre la disponibilidad de nitrógeno y agua a través del año en un suelo Brunizen de Marcos Juárez (Cba.). 1965-1970. *Publ. Téc.* 3, INTA Marcos Juárez, 23 pág.
- Bowen, R.M. 1990. Decomposition of wheat straw by mixed cultures of fungi isolated from arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 22: 401-406.

- Brejda, J.J., Moorman, T.B., Karlen, D.L., Dao, T.H. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and southern High Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2115-2124.
- Bremner, J.M. 1996. Nitrogen-total. *In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* SSSA Book Series Nº5, USA pp. 1085-1121.
- Bruun, S., Stenberg, B., Breland, T.A., Gudmundsson, J., Henriksen, T.M., Jensen, L.S., Korsæth, J., Luxoi, J., Pálmason F., Pedersen, A., Salo, T. 2005. Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemicals digestion and C/N ratios. *Soil Biol. Biochem.* 37: 2283-296.
- Brye, K., Longer, D.E., Gbur, E.E. 2006. Impact of tillage and residue burning on carbon dioxide flux in a wheat-soybean production system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1145-1154.
- Brye, K.R., Norman, J.M., Gower, S.T., Bundy, L.G. 2003. Methodological limitations and N-budget differences among a restored tallgrass prairie and maize agroecosystems. *Agric. Ecosys. Environm.* 97: 181-198.
- Byrne, K.A., Kiely, G. 2006. Partitioning of respiration in an intensively managed grassland. *Plant Soil* 282: 281-289.
- Burges, M.S., Mehuys, G.R., Madramootoo, C.A. 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1350-1358.
- Buschiazzo, D.E., Quiroga, A.R., Stahr, K. 1991. Pattern of organic matter accumulation in soils of the Semiarid Argentinean. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 154:437-441.
- Buschiazzo, D.E., Panigatti, J.L., Unger, P.W. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Res.* 49: 105-116.
- Buschiazzo, D.E., Zobeck, T.M., Abascal, S.A. 2007. Wind erosion quantity and quality of an Entic Haplustoll of the semi-arid pampas of Argentina. *J. Arid. Environm.* 69: 20-39.
- Buyanovsky, G.A., Kucera, C.L., Wagner, G.H. 1987. Comparative analysis of carbon dynamics in native and cultivated ecosystems. *Ecology* 68: 2023-2031.
- Buyanovsky, G.A., Wagner, G.H. 1998. Changing role of cultivated land in the global carbon cycle. *Biol. Fert. Soils* 27: 242-245.
- Buyanovsky, G.A., Wagner, G.H., Gantzer, C.J. 1986. Soil respiration in a winter wheat ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 338-344.
- Camire, C., Cote, B., Brulotte, S. 1991. Decomposition of roots of black alder and hybrid poplar in short-rotation plantings: nitrogen and lignin control. *Plant Soil* 138: 123-132.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P., Lafond, G.P. 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Can J. Soil Sci.* 71: 363-376.
- Campbell, C.A., Janzem, H.H., Paustian, K., Gregorich, E.G., Sherrod, L., Liang, B.C., Zentner, R.P. 2005. Carbon storage in soils of the North America Great Plains: effect of cropping frequency. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 97: 349-363.
- Cantet, R.J.C., Birchmeier, A.N., Canaza Cayo, A.N., Fioretti, C. 2005. Semiparametric animal models via penalized splines as alternatives to contemporary groups. *J. Anim. Sci.* 83: 2482-2494.
- Cárcova, J., Maddonni, G.A., Ghersa, C.M. 2000. Long-term cropping effects on maize: evapotranspiration and grain yield. *Agron. J.* 92: 1256-1265.
- Carter, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil function. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Casadesus, J., Caceres, R., Marfa, O. 2007. Dynamics of CO<sub>2</sub> efflux from the substrate root system of container-grown plants associated with irrigation cycles. *Plant Soil* 300: 71-82.
- Catching, W.E., Hawkins, K., Sparrow, L.A., McCorkell, B.E., Rowley, W. 2002. Crop yields and soil properties on eroded slopes of red ferrosols in north-west Tasmania. *Austr. J. Soil Res.* 40: 625-642.

- Chamorro, E., Zourarakis, D., Urricarriet, S., Cánova, D. 1984. Efecto de la labor principal sobre la dinámica del nitrógeno en el cultivo de maíz. III Congreso Nacional de maíz (Argentina): 252-269.
- Chan, K.Y., Heeman, D., So, H.B. 2003. Sequestration of carbon and changes in soil quality under conservation tillage on light-textured soils in Australia: a review. *Austr. J. Exp. Agric.* 43: 325-334.
- Chevalier, T., Blanchart, E., Albrecht, A., Feller, C., Bernoux, M. 2006. Impact of pasture establishment on CO<sub>2</sub> emissions from a Vertisol: consequences for soil C sequestration (Martinique, West Indies). *Can. J. Soil Sci.* 86: 779-782.
- Christensen, B.T. 1985. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. *Soil Biol. Biochem.* 17: 691-697.
- Christensen, B.T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 18: 523-530.
- Chu, H., Hosen, Y., Yagi, K. 2007. NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biol. Biochem.* 39: 330-339.
- Cihacek, L.J., Swan, J.B. 1994. Effects of erosion on soil chemical properties in the north central region of the United States. *J. Soil Water cons.* 49: 259-265.
- Cogle, A.L., Strong, W.M., Saffigna, P.G., Ladd, J.n., Amato, M. 1987. Wheat straw decomposition in subtropical Australia. II. Effect of straw placement on decomposition and recovery of added <sup>15</sup>N-urea. *Austr. J. Soil Res.* 25: 481-490.
- Coleman, D.C., Hendrix, P.F. 1988. Agroecosystems processes. En: *Concepts of ecosystem ecology*. Ecol. Studies 67. Ed. L.R. Pomeroy, J.J. Alberts, Springer-Verlag, pág.149-170.
- Colwell, J.D. 1994: *Estimating Fertilizer Requirements. A Quantitative Approach*. CAB International, UK, pp. 259.
- Conant, R.T., Klopatek, J.M., Klopatek, C.C. 2000. Environmental factors controlling soil respiration in three semiarid ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 383-390.
- Connell, M.J., Raison, R.J., Khanna, P.K. 1995. Nitrogen mineralization in relation to site history and soil properties for a range of Australian forest soils. *Biol. Fert. Soils* 20: 213-220.
- Constantinides, M., Fownes, J.H. 1994. Litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biol. Biochem.* 26: 49-55
- Coppens, F., Garnier, P., De Gryze S., Merckx, R., Recous, S. 2006. Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 894-905.
- Corbeels, M., Hofman, G., Van Cleemput, O. 2000. Nitrogen cycling associated with the decomposition of sunflower stalks and wheat straw in a Vertisol. *Plant soil* 218: 71-82.
- Cortez, J. 1998. Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biol. Biochem.* 30: 783-793.
- Curtin, D., Selles, F., Wang, H., Campbell, C.A., Biederbeck, V.O. 1998. Carbon dioxide emissions and transformations of soil carbon and nitrogen during wheat straw decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1035-1041.
- Curtin, D., Wang, H., Selles, F., McConkey, B.G., Campbell, C.A. 2000. Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow-wheat rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2080-2086.
- Dalal, R.C., Eberhard, R., Grantham, T., Mayer, D.G. 2003. Application of sustainability indicators, soil organic matter and electrical conductivity, to resource management in the northern grains region. *Austr. J. Exp. Agric.* 43: 253-259.
- Dao, T.H. 1998. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 250-256.

- Dardanelli, J.L., Bachmeier, O.A., Sereno, R., Gil, R. 1997. Rooting depth and soil water extraction of different crops in a silty loam Haplustoll. *Field Crops Res.* 54: 29-38
- Davidson, E.A., Ackerman, I.L. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20: 161-193.
- Davidson, E.A., Savage, K., Bolstad, P., Clark, D.A., Curtis, P.S., Ellsworth, D.S., Hanson, P.J., Law, B.E., Luo, Y., Pregitzer, K.S., Randolph, J.C., Zak, D. 2002a. Belowground carbon allocation in forest estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agric. Forest Meteorol.* 113: 39-51.
- Davidson, E.A., Savage, K., Verchot, L.V., Navarro, R. 2002b. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. Forest Meteorol.* 113: 21-37.
- Davies, M.G., Smith, K.A., Vinten, A.J.A. 2001. The mineralization and fate of nitrogen following ploughing of grass-clover swards. *Biol. Fert. Soils* 33: 423-434.
- Deen, W., Kataki, P.K. 2003. Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil till. Res.* 74: 143-150.
- Dejoux, J.F., Recous, S., Meynard, J.M., Trinsoutrot, I., Leterme, P. 2000. The fate of nitrogen from winter-frozen rapessed leaves: mineralization, fluxes to the environment and uptake by rapessed crop in spring. *Plant Soil* 218: 257-272.
- Delin, S., Linden, B. 2002. Relations between net nitrogen mineralization and soil characteristics within an arable field. *Acta Agric. Scan. Select. B, Soil and Plant Sci.* 52: 78-85.
- Delphin, J.E. 2000. Estimation of nitrogen mineralization in the field from an incubation test and from soil analysis. *Agronomie* 20: 349-361.
- Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1935-1944.
- Denef, K., Zotarelli, L., Boddey, R.M., Six, J. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil carbon in two Oxisols. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1165-1172.
- De Neve, S., Hofman, G. 2002. Quantifying soil water effects on nitrogen mineralization from soil organic matter and from fresh crop residues. *Biol. Fert. Soils* 35: 379-386.
- De Santo, A.V., Berg, B.F., Rutigliano, A., Alfani, A., Fioretto, A. 1993. Factors regulating early-stage decomposition of needle litters in five different coniferous forests. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1423-1433.
- Devedere, O.C., Horwath, W.R. 2000. Decomposition of rice straw and microbial carbon use efficiency under different soil temperatures and moistures. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1773-1785.
- De Vita, P., Di Paolo, E., Fecondo, G., Di Fonzo, N., Pisante, M. 2007. No-tillage and conventional tillage effects on durum wheat yield, grain quality and soil moisture content in southern Italy. *Soil Till. Res.* 92: 69-78.
- Díaz-Zorita, M., Buschiazzo, D.E., Peinemann N., 1999. Soil organic matter and wheat productivity in the Semiarid Argentine Pampas. *Agron. J.* 91: 276-279.
- Ding, W., Cai, Y., Cai, Z., Yagi, K., Zheng, X. 2007. Soil respiration under maize crops: effects of water, temperature, and nitrogen fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 944-951.
- Dobermann, A., Cassman, K.G. 2002. Plant nutrient management for enhanced productivity in intensive grain production systems of the United States and Asia. *Plant Soil* 247: 153-175.
- Dolan, M.S., Clapp, C.E., Allmaras, R.R., Baker, J.M., Molina, J.A.E. 2006. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil Till. Res.* 89: 221-231.
- Doorenbos, J., Pruitt, W.O., 1977. Crop water requirements. FAO. Irrigation ad drainage Paper N° 24, Rome, Italy, pp. 193.
- Doran, J.W., Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Ed. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, B.A. Stewart, SSSA Special Publ. 35, Madison, USA, pág. 3-21.
- Drinkwater, L.E., Janke, R.R., Rossoni-Longnecker, L. 2000. Effects of tillage intensity on nitrogen dynamics and productivity in legume-based grain systems. *Plant Soil* 22/. 99-113.

- Drury, C.F., Reynolds, W.D., Tan, C.S., Welacky, T.W., Calder, W., McLaughlin, N.B. 2006. Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: influence of tillage type and nitrogen placement depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 570-581.
- Drury, C.F., Tan, C.S., Reynolds, W.D., Welacky, T.W., Weaver, S.E., Hamill, A.S., Vyn, T.J. 2003. Impacts of zone tillage and red clover on corn performance and soil physical quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 867-877.
- Duiker, S.W., Lal, R. 1999. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil Till. Res.* 52: 73-81
- Duiker, S.W., Lal, R. 2000. Carbon budget study using CO<sub>2</sub> flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil Till. Res.* 54: 21-30.
- Edwards, N.T., Sollins, P. 1973. Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components. *Ecology* 54: 406-412.
- Egelkraut, T.M., Kissel, D.E., Cabrera, M.L., Adkins, W. 2003. Predicting N mineralized on a Georgia Coastal Plain field. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 66: 1-12.
- Ekberg, A., Buchmann N., Gleixner, G. 2007. Rhizosphere influence on soil respiration and decomposition in a temperate Norway spruce stand. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2103-2110.
- Elias, E.A., Cichota, R., Torriani, H.H., de Jong van Lier, Q. 2004. Analytical soil-temperature model: correction fro temporal variation of daily amplitude. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 784-788.
- El-Haris, M.K., Cochram, V.L., Elliott, L.F., Bezdicek, D.F. 1983. Effect of tillage, cropping, and fertilizar management on soil nitrogen mineralization potencial. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 1157-1161.
- Emmerich, W.E. 2003. Carbon dioxide fluxes in a semiarid environment with high carbonate soils. *Agric. Forest Meteorol.* 116: 91-102.
- Engels, T., Kuhlman, H. 1993. Effect of rate of N fertilizer on apparent net mineralization of N during and after cultivation of cereal and sugar beet crops. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 156: 149-154.
- Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P. 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 192-195.
- Eynard, A., Schumacher, T.E., Lindstrom, M.J., Malo, D.D. 2005. Effects of agricultural management systems on soil organic carbon in aggregate of Ustolls and Usters. *Soil Till. Res.* 81: 253-263.
- Faber, J.H., Verhoef, H.A. 1991. Functional differences between closely-related soil arthropods with respect to decomposition processes in the presence or absence of pine tree roots. *Soil Biol. Biochem.* 23: 15-23.
- Falgaie, E., Baldocchi, D., Tenhunen, J., Aubinet, M., Bakwin, P., Berbigier, P., Bernhofer, C., Burba, G., Clement, R., Davis, K.J., Elbers, J.A., Golstein, A.H., Grelle, A., Granier, A., Goumudson, J., Hollinger, D., Kowalski, A.S., Katul, G., Law, B.E., Malhi, Y., Meyers, T., Monson, R.K., Munger, W., Oechel, W., Paw U, K.T., Pilegaard, K., Rannik, U., rebmann, C., Suyker, A., Valentini, R., Wilson, K., Wofsy, S. 2002. Seasonality of ecosystem respiration and gross primary production as derived from FLUXNET measurements. *Agric. Forest. Meteorol.* 113: 53-74.
- Falk, M., U. T.P., Wharton, S., Schroeder, M. 2005. Is soil respiration a major contributor to the carbon budget within a Pacific Northwest old-growth forest? *Agric. Forest Meteorol.* 135: 269-283.
- Falkowski, P., Scholes, R.J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Högberg, P., Linder, S., Mackenzie, F.T., Moore III, B., Pedersen, T., Rosenthal, Y., Seitzinger, S., Smetacek, V., Steffen, W. 2000. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290: 291-296.
- Fang, C., Moncrieff, J.B. 1999. A model for soil CO<sub>2</sub> production and transport 1: model development. *Agric. Forest Meteorol.* 95: 225-236.
- Fang, C., Moncrieff, J.B. 2001. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biol. Biochem.* 33: 155-165.
- Fang, C., Moncrieff, J.B., Gholz, H.L., Clark, K.L. 1998. Soil CO<sub>2</sub> efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. *Plant Soil* 205: 135-146.

- Feng, Y., Motta, A.C., Reeves, D.W., Burmester, C.H., Santen, E., Osborne, J.A. 2003. Soil microbial communities under conventional-till and no-till continuous cotton systems. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1693-1703.
- Fernández, S.A.P., Bernoux, M., Cerri, C.C., Feigl, B.J., Piccolo, M.C. 2002. Seasonal variation of soil chemical properties and CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. *Geoderma* 107: 227-241.
- Follett, R.F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Till. Res.* 61: 77-92.
- Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.) 1985. *Soil Erosion and Crop Productivity*. American, Soc. Agron, Madison, USA, pág. 533.
- Fortin, M.C. 1993. Soil temperature, soil water, and no-till corn development following in-row residue removal. *Agron. J.* 85: 571-576.
- Fortin, M.C., Rochette, P., Pattey, E. 1996. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1454-1547.
- Frank, A.B., Liebeg, M.A., Hanson, J.D. 2002. Soil carbon fluxes in northern semiarid grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1235-1241.
- Franzluebbers, A.J. 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil Till. Res.* 83: 120-147.
- Franzluebbers, A.J., Hons, F.M., Zuberer, D.A. 1995. Tillage-induced seasonal changes in soil physical properties affecting soil CO<sub>2</sub> evolution under intensive cropping. *Soil Till. Res.* 34: 41-60.
- Franzluebbers, A.J., Hons, F.M., Zuberer, D.A. 1998. In situ and potential CO<sub>2</sub> evolution from a Fluventic Ustochrept in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity. *Soil Till. Res.* 47: 303-308.
- Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A. 2008. Soil physical responses to cattle grazing cover crops under conventional and no tillage in the Southern Piedmont USA. *Soil Till. Res.* 100: 141-153.
- Freijer, J.I., Bouten, W. 1991. A comparison of field methods for measuring soil carbon dioxide evolution: experiments and simulation. *Plant Soil* 135: 133-142.
- Freixo, A.A., Machado, P.L.O.A., Santos, H.P., Silva, C.A., Fadigas, F.S. 2002. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferrasol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 64: 221-230.
- Frey, S.D., Elliott, E.T., Paustian, K., Peterson, G.A. 2000. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem, *Soil Biol. Biochem.* 32: 689-698.
- Fu, S., Cheng, W., Susfalk, R. 2002. Rhizosphere respiration varies with plant species and phenology: a greenhouse pot experiment. *Plant Soil* 239: 133-140.
- Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S., Richard, G. 1999. Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 567-578.
- Gál, A., Vyn, T.J., Michéli, E., Kladvko, E.J., McFee, W.W. 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil Till. Res.* 96: 42-51.
- García-Paredes, J.D., Olson, K.R., Lang, J.M., 2000. Predicting corn and soybean productivity for Illinois soils. *Agric. Sys.* 64: 151-170.
- Gaston, G.G., Kolchugina, T., Vinson, T.S. 1993. Potential effect of no-till management on carbon in the agricultural soils of the former Soviet Union. *Agric. Ecosys. Environm.* 45: 295-309.
- Gentry, L.E., Below, F.E., David, M.B., Bergerou, J.A. 2001. Source of the soybean N credit in maize production. *Plant Soil* 236: 175-184.
- Ghidey, F., Alberts, E.E. 1993. Residue type and placement effects on decomposition: field study and model evaluation. *Trans. ASAE* 36: 1611-1617.
- Giambiagi, N. 1969. Bacterias nitrificadoras, su actividad real y potencial en el curso del año en suelos de Pergamino y Marcos Juárez. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 6: 277-290.
- Giambiagi, N., Kraljev, L.B. 1973. Actividad nitrificadora de distintos horizontes en perfiles de Florencio Varela (Prov. Buenos Aires): sus causas. *Rev. Inv. Agrop.* 10: 223-236.

- Gimbiagi, N., Ritzi, H., Cerri, O.C. 1970. Nitrification des sols cultivés em maïs. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 8: 351-356.
- Gilley, J.E., Finkner, S.C., Spomer, R.G., Mielke, L.N. 1986. Runoff and erosion as affected by corn residue: Part I. total losses. *Transactions ASAE* 29: 157-164.
- Gob. Prov. La Pampa. 2007. Anuario 2007 de La Pampa. Dirección General de Estadística y Censos.
- Godsey, C.B., Pierzynski, G.M., Mengel., D.V., Lamond, R.E. 2007. Changes in soil pH, organic carbon, and extractable aluminum from crop rotation and tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1038-1044.
- Goh, K.M. 2004. Carbon sequestration and stabilization in soils: implications for soil productivity and climate change. *Soil Sci. Plant Nutr.* 50: 467-477.
- Gomez, E., Ferreras, L., Toresani, S, Ausilio, A, Bisaro, V. 2001. Changes in some soil properties in a Vertic Argiudoll under short-term conservation tillage. *Soil Till. Res.* 61: 179-186.
- Goncalves, J.L.M., Carlyle, J.C. 1994. Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1557-1564.
- González Montaner, J.H., Maddonni, G.A., DiNapoli, M.R. 1997. Modelling grain yield and grain yield response to nitrogen in spring wheat crops in the Argentinean Southern Pampa. *Field Crops. Res.* 51: 241-252.
- Govaerts, B., Sayre, K.D., Deckers, J. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil Till. Res.* 87: 163-174.
- Grant, R.F., Izaurralde, R.C., Chanasyk, D.S. 1990. Soil temperature under conventional and minimum tillage: simulation and experimental verification. *Can. J. Soil Sci.* 70: 289-240.
- Green, C.J., Blackmer, A.M. 1995. Residue decomposition effects on nitrogen availability to corn following corn or soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1065-1070.
- Green, C.J., Blackmer, A.M., Horton, R. 1995. Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residue decomposition in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 453-459.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. 1994. Toward a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-385.
- Gregorich, E.G., Greer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil Till. Res.* 47: 291-302.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., VandenBygaart, A.J., Angers, D.A. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Till. Res.* 83: 53-72.
- Grignani, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S. 2007. Production, nitrogen and carbon balance in maize-based forage Systems. *Eur. J. Agron.* 26: 442-453.
- Grote, J.B., Al-Kaisi, M.M. 2007. Topsoil placement effect on soil carbon stock improvement of exposed subsoil in Iowa. *J. Soil Water Conserv.* 62: 86-93.
- Guo, L.B., Gofford, M. 2002. Soil carbon stock and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.
- Güsewell, S., Verhoeven, J.T.A. 2006. Litter N:P ratios indicate N or P limits the decomposability of graminoid leaf litter. *Plant Soil* 287: 131-143.
- Haefner, J.W. 2005. Modeling biological systems. Principles and applications. Springer, Nesw York, 475 pág.
- Haggar, J.P., Tanner, E.V.J., Beer, J.W., Kass, D.C.L. 1993. Nitrogen dynamics of tropical agroforestry and annual cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1363-1378.
- Hakansson, I., Lipiec, J., 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil Till. Res.* 53: 71-85.
- Halvorson, A.D., Black, A.L., Krupinsky, J.M., Merrill, S.D., Wienhold, B.J., Tanaka, D.L. 2000. Spring wheat response to tillage and nitrogen fertilization in rotation with sunflower and winter wheat. *Agron. J.* 92: 136-144.
- Hamza, M.A., Anderson, W.K. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121-145.



- Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., Shi, K. 2007. Soil temperature and biotic factors drive the seasonal variation of soil respiration in a maize (*Zea mays* L.) agricultural ecosystem. *Plant Soil* 291: 15-26.
- Hao, Y., Lal, R., Izaurrealde, C., Ritchie, J.C., Owens, L.L. B., Hothem, D.L. 2001. Historic assessment of agricultural impacts on soil and soil organic carbon erosion in an Ohio watershed. *Soil Sci.* 166: 116-126.
- Harris, G.G., Hesterman, O.B., Paul, E.A., Peters, S.E., Janke, R.R. 1994. Fate of legume and fertilizer nitrogen-15 in a long-term cropping systems experiment. *Agron. J.* 86: 910-915.
- Hassan, F.U., Ahmad, M., Ahmad, N., Kaleen Abbasi, M. 2007. Effects of subsoil compaction on yield and yield attributes of wheat in the sub-humid region of Pakistan. *Soil Till. Res.* 96: 361-366.
- Hatfield, J.L., Sauer, T.J., Prueger, J.H. 2001. Managing soils to achieve greater water use efficiency: a review. *Agron. J.* 93: 271-280.
- Haynes, R.J., Tregurtha, R. 1999. Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality. *Biol. Fert. Soils* 28: 259-266.
- Hemmat, A., Eskandari, I. 2004. Tillage system effects upon productivity of a dryland winter wheat-chickpea rotation in the northwest region of Iran. *Soil Till. Res.* 78: 69-81.
- Henderson, C.R. 1984. Application of lineal models in animal breeding. University of Guelph, ON, Canada.
- Hendrix, P.F., Han, C., Groffman, P.M. 1988. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. *Soil Till. Res.* 12: 135-148.
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 1999. Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1135-1149.
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biol. Fert. Soils* 35: 41-48.
- Hernanz, J.L., López, R., Navarrette, L., Sánchez-Girón, V. 2002. Long-term effects of tillage Systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66: 129-141.
- Hevia, G.G., Buschiazzi, D.E., Hepper, E.N., Urioste, A.M., Antón, E.L. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116: 265-277.
- Hoffmann, C., Lindén, S., Koch, H.J. 1996. Influence of soil tillage on net N-mineralization under sugar beet. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159: 78-85.
- Hollinger, S.E., Bernacchi, C.J., Meyers, T.P. 2005. Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States. *Agric. Forest. Meteorol.* 130: 59-69.
- Hood, R., Merckx, R., Jensen, E.S., Powlson, D., Matijevic, M., Handarson, G. 2000. Estimating crop N uptake from organic residues using a new approach to <sup>15</sup>N isotope dilution technique. *Plant Soil* 223: 33-44.
- Hooker, B.A., Morris, T.F., Peters, M.R., Cardon, Z.G. 2005. Long-term effects of tillage and corn stalk return on soil carbon dynamics. *Soil Sci. soc. Am. J.* 69: 188-196.
- Houghton, R.A., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Moore, B., Peterson, B.J., Shaver, G.R., Woodwell, G.M. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. *Ecol. Monographs* 53: 235-262.
- Hubbard, V.C., Jordan, D. 1996. Nitrogen recovery by corn from nitrogen-15 labeled wheat residues and intact roots and soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1405-1410.
- Huggins, D.R., Buyanovsky, G.A., Wagner, G.H., Brown, J.R., Darmody, R.G., Peck, T.R., Lesoing, W.G., Vanotti, M.B., Bundy, L.G. 1998. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management. *Soil till. Res.* 47: 219-234.

- Humphreys, E.R., Black, T.A., Morgenstern, K., Cai, T., Drewitt, G.B., Nesic, Z., Trofymow, J.A. 2006. Carbon dioxide fluxes in coastal Douglas-fir stands at different stages of development after clearcut harvesting. *Agric. Forest Meteorol.* 140: 6-22.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monographs* 54: 187-211.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L. 2007. Some perspectives in carbon sequestration in agriculture. *Agric. Forest Meteorol.* 142: 288-302.
- Ibewiro, B., Sanginga, N., Vanlauwe, B., Merckx, R. 2000. Transformations and recovery of residue and fertilizer nitrogen-15 in a sandy Lixisol of West Africa. *Biol. Fert. Soils* 31: 261-269.
- INTA, Gobierno de La Pampa, UNLPam. 1980 Inventario integrado de recursos naturales de la provincia de La Pampa. ISAG Buenos Aires. 493 pp.
- IPCC. 1990. Climate change. Ed. J.T. Houghton, G.J. Jenkins, J.J. Ephraums, 365 pág. WMO, UNEP.
- IPCC. 1997. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. <http://www.ipcc.ch/pub/guide.htm>
- IPCC. 2001. Climate change 2001. The scientific basis. Chapter 3. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide, pp.183-237. WMO, UNEP.
- Ishizuka, S., Iswandi, A., Nakajima, Y., Yonemura, S., Sudo, S., Tsuruta, H., Muriyarso, D. 2005. Spatial patterns of greenhouse gas emission in a tropical rainforest in Indonesia. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 71: 55-62.
- Jacinthe, P.A., Lal, R., Kimble, J.M. 2002. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment. *Soil Till. Res.* 67: 147-157.
- Jackson, L.E. 2000. Fates and losses of nitrogen from a nitrogen-15-labelled cover crop in an intensively managed vegetable system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1404-1412.
- Jackson, R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.A., Schulze, E.D. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389-411.
- Jantalia, C.P., Resck, D.V.S., Alvez, B.J.R., Zotarelli, L., Urquiaga, S., Boddey, R.M. 2007. Tillage effect on C stock of a clayed Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil Till. Res.* 95: 91-109.
- Janssen, B.H. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant Soil* 181: 39-45.
- Janzen, H.H. 2005. Soil carbon: a measure of ecosystem response in a changing World? *Can. J. Soil Sci.* 85: 467-480.
- Janzen, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38: 419-424.
- Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H., Smith, E.G. 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems: an illustration using Canadian estimates. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 67: 85-102.
- Jassal, R.S., Black, T.A., Cai, T., Morgenstern K., Li, Z., Gaumont-Gay, D., Nesic, Z. 2007. Components of ecosystem respiration and an estimate of net primary productivity of an intermediate-aged Douglas-fir stand. *Agric. Forest Meteorol.* 144: 44-57.
- Jenkinson, D.S., Adams, D.E., Wild, A. 1991. Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature* 351: 304-306.
- Jenkinson, D.S., Rayner, J.H. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.* 123: 298-305.
- Jensen, E.S. 1994. Availability of nitrogen in <sup>15</sup>N-labelled mature pea residues to subsequent crops in the field. *Soil Biol. Biochem.* 26: 465-472.
- Jensen, L.S., Mueller, T., Tate, K.R., Ross, D.J., Magid, J., Nielsen, N.E. 1996. Soil surface CO<sub>2</sub> flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1297-1306.
- Jensen, L.S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T.A., Henriksen, T.M., Stemberg, B., Pedersen, A., Lundström, C., Esala, M. 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. *Plant Soil* 273: 307-326.

- Jia, B., Zhou, G., Wang, F., Wang, Y., Yuan, W., Zhou, L. 2006. Partitioning root and microbial contributions to soil respiration in *Lemus chinensis* populations. *Soil Biol. Biochem.* 38: 653-660.
- Jiang, P., Thelen, K.D. 2004. Effect of soil and topographic properties on crop yield in a north-central corn-soybean cropping system. *Agron. J.* 96: 252-258.
- Jingguo, W., Bakken, L.R. 1997. Competition for nitrogen during decomposition of plant residues in soil: effect of spatial placement of N-rich and N-poor plant residues. *Soil Biol. Biochem.* 29: 153-162.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Applic.* 10: 423-436.
- Joergensen, S.E., Bendoricchio, G. 2001. *Fundamentals of ecological modeling*. Elsevier, Amsterdam, 530 pág.
- Johnson, D.H. 2006. The many faces of replication. *Crop. Sci.* 46: 2486-2491.
- Johnson, J.M.F., Barbour, N.W., Weyers, S.L. 2005a. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 155-162.
- Johnson, J.M.F., Reicosky, D.C., Allmaras, R.R., Sauer, T.J., Ventera, R.T., Dell, C.J. 2005b. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil Till. Res.* 83: 73-94.
- Jones, S.K., Rees, R.M., Kosmas, D., Ball, B.C., Skiba, U.M. 2006. Carbon sequestration in a temperate grassland: management and climatic controls. *Soil Use Manag.* 22: 132-142.
- Josa, R., Hereter, A. 2005. Effects of tillage systems in dryland farming on near-surface water content during the late winter period. *Soil Till. Res.* 82: 173-183.
- Kalburtji, K.L., Mamolos, A.P. 2000. Maize, soybean and sunflower litter dynamics in two physicochemically different soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 57: 195-206.
- Kanchikerimath, M., Singh, D. 2001. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agric. Ecosys. Environm.* 86: 155-162.
- Kane, E.S., Valentine, D.W., Michaelson, G.J., Fox, J.D., Ping, C.L. 2006. Controls over pathways of carbon efflux from soils along climate and black spruce productivity gradients in interior Alaska. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1438-1450.
- Karlen, D.L., Andrews, S.S., Doran, J.W. 2001. Soil quality: current concepts and applications. *Adv. Agron.* 74: 1-40.
- Karunatilake, U., van Ez, H.M., Schindelbeck, R.R. 2000. Soil and maize response to plow and no-tillage after alfalfa-to-maize conversion on a clay loam soil in New York. *Soil Till. Res.* 55: 31-42.
- Kay, B.D., VandenBygaart, A.J. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66: 107-118.
- Keith, H., Wong, S.C. 2006. Measurement of soil CO<sub>2</sub> efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1121-1131.
- Kenward, M.G., Roger, J.H. 1997. Small sample inference for fixed effects from maximum likelihood. *Biometrics.* 53: 983-997.
- Kern, J.S., Johnson, M.G. 1993. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 200-210.
- Kessavalou, A., Moissier, A.R., Doran, J.W., Drijber, R.A., Lyon, D.J., Heinemeyer, O. 1998. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *J. Environm. Qual.* 27: 1094-1104.
- Khomik, M., Arain, M.A., McCaughey, J.H. 2006. Temporal and spatial variability of soil respiration in a boreal mixedwood forest. *Agric. Forest Meteorol.* 140: 244-256.
- Kimura, S., Hatano, R. 2007. An eco-balance approach to the evaluation of historical changes in nitrogen loads at a regional scale. *Agric. Sys.* 94: 165-176.
- King, J.A., Harrison, R. 2002. Measuring soil respiration in the field: an automated closed chamber system compared with portable IRGA and alkali absorption methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33: 403-423.

- Kisselle, K.W., Garrett, C.J., Fu, S., Hendrix, P.F., Crossley, D.A., Coleman, D.C., Potter, R.L.. 2001. Budgets for root-derived C and litter-derived C: comparison between conventional tillage and no-tillage soils. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1067-1075.
- Klute, A. 1986 (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1- Physical and mineralogical methods.* Second Edition. Agron. Monog. 9. ASA, Madison, WI, USA. p. 1188.
- Koch, H.J., Stockfisch, N. 2006. Loss of soil organic matter upon ploughing under a loess soil after several years of conservation tillage. *Soil till. Res.* 86: 73-83.
- Koizumi, H., Usami, Y., Satoh, M. 1993. Carbon dynamics and budgets in three upland double-cropping agro-ecosystems in Japan. *Agric. Forest. Meteorol.* 43: 235-244.
- Kong, A.Y.Y., Six, J., Bryant, D.C., Denison, R.F., van Kessel, C. 2005. The relationship between carbon inputs, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 1078-1085.
- Kosugi, Y., Mitani, T., Itoh, M., Noguchi, S., Tani, M., Matsuo, N., Takanashi, S., Ohkubo, S., Nik, A.R. 2007. Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. *Agric. Forest Meteorol.* 147: 35-47.
- Körschens, M., Weigel, A., Schulz, E. 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances-tools for evaluating sustainable productivity of soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 161: 409-424.
- Kumar, K., Goh, K.M. 2003. Nitrogen release from crop residues and organic amendments as affected by biochemical composition. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 2441-2460.
- Kuo, T., Zhu, J., Xie, Z., Hasegawa, T., Heiduk, K. 2007. Effect of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration on soil and root respiration in winter wheat by using a respiration partitioning chamber, *Plant Soil* 299: 237-249.
- Kuzyakov, Y., Larionova, A.A. 2005. Root rhizomicrobial respiration: a review of approaches to estimate respiration by autotrophic and heterotrophic organisms in soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 503-520.
- Kuzyakov, Y. 2006. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol. Biochem.* 38: 425-448.
- Kroeze, C., Aerts, R., van Breemen, N., van Dam, D., van der Hoek, K., Hofschreuder, P., Hoosbeek, M., Klein, J., Kros, H., van Oene, H., Oenema, O., Tietema, A., van der Beeren, R., Vries, W. 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen I: an overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 66: 43-69.
- Lachnicht, S.L., Hendrix, P.F., Potter, R.L., Coleman, D.C., Crossley, D.A. 2004. Winter decomposition of transgenic cotton residue in conventional-till and no-till systems. *Appl. Soil Ecol.* 27: 135-142.
- Lafond, G.P., May, W.E., Stevenson, F.C., Derksen, D.A. 2006. Effects of tillage systems and rotation on crop production for a thin Black Chernozem in the Canadian Prairies. *Soil Till. Res.* 89: 232-245.
- Lal, R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environmental quality. *Critical Rev. in Plant Sciences* 17: 319-464.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2007. Soil science in a changing climate. *CSA News*, 52: 1-10.
- Lal, R., Follett, R.F., Kimble, J.M. 2003. Achieving soil carbon sequestration in the United States: a challenge to the policy makers. *Soil Sci.* 168: 827-845.
- Lal, R., Kimble, J., Follett, R. 1997. Land use and soil C pool in terrestrial ecosystems. En: *Management of carbon sequestration in soil.* Ed. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart, CRC, Boca Raton, USA, *Advances in Soil Science*, pág. 1-33.
- Lampurlanés, J., Angás, P., Cantero-Martínez C. 2002. Tillage effects on water storage during fallow, and barley root growth and yield in two contrasting soils of the semi-arid Segara region in Spain. *Soil Till. Res.* 65: 207-220.
- Landi, A., Mermut, A.R., Anderson, D.W. 2003. Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils, Canada. *Geoderma* 117: 143-156.

- La Scala, N., Lopes, A., Panosso, A.R., Camara, F.T., Pereira, G.T. 2005. Soil CO<sub>2</sub> efflux following rotary tillage of a tropical soil. *Soil Till. Res.* 84: 222-225.
- La Scala, N., Marques Jr., J., Pereira, G.T., Corá, J.E. 2000a. Carbon dioxide emission related to chemical properties of a tropical bare soil. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1469-1473.
- La Scala, N., Marques, J., Pereira, G.T., Cora, J.E. 2000b. Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO<sub>2</sub> emissions from a Brazilian bare soil. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1459-1462.
- Leblanc, H.A., Nygren, P., McGraw, R.L. 2006. Green mulch decomposition and nitrogen release from leaves of two *Inga* spp. in an organic alley-cropping practice in the humid tropics. *Soil Biol. Biochem.* 38: 349-358.
- Le Dantec, V., Epron, D., Dufrene, E. 1999. Soil CO<sub>2</sub> efflux in a Beech forest: comparison of two closed dynamic systems. *Plant Soil* 214: 125-132.
- Lee, D.K., Doolittle, J.J., Owens, V.N. 2007. Soil carbon dioxide fluxes in established switchgrass land managed for biomass production. *Soil Biol. Biochem.* 39: 178-186.
- Lee, J.J., Phillips, D.L., Dodson, R.F. 1996. Sensitivity of the US Corn Belt to climate change and elevated CO<sub>2</sub>: II. Erosion and organic carbon. *Agric. Sys.* 52: 503-521.
- Lesschen, J.P., Stoorvogel, J.J., Smaling, E.M.A., Heuvelink, G.B.M., Veldkamp, A. 2007. A spatially explicit methodology to quantify soil nutrient balances and their uncertainties at the national level. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 78: 111-131.
- Levy, P.E., Mobbs, D.C., Jones, S.K., Milne, R., Campbell, C., Sutton, M.A. 2007. Simulation of fluxes of greenhouse gases from European grasslands using the DNDC model. *Agric. Ecosys. Environm.* 121: 186-192.
- Li, Y., Xu, M., Zou, X., Xia, Y. 2005. Soil CO<sub>2</sub> efflux and fungal and bacterial biomass in a plantation and a secondary forest in wet tropics in Puerto Rico. *Plant Soil* 268: 151-160.
- Liburne, L., Sparling, G., Schipper, L. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. *Agric. Ecosys. Environm.* 104: 535-544.
- Licht, M.A., Al-Kaisi, M. 2005. Corn response, nitrogen uptake, and water use in strip-tillage compared with no-tillage and chisel plow. *Agron. J.* 97: 705-710.
- Liebig, M.A., Morgan, J.A., Reeder, J.D., Ellert, B.H., Gollany, H.T., Schuman, G.E. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. *Soil Till. Res.* 83: 25-52.
- Liu, X.J., Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Zhang, F.S. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. *Plant Soil* 280: 177-188.
- López, M.V., Moret, D., Gracia, R., Arrúe, J.L. 2003. Tillage effects on barley residue cover during fallow in semiarid Aragon. *Soil Till. Res.* 72: 53-64.
- López-Fando, C., Dorado, J., Pardo, M.T. 2007. Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. *Soil Till. Res.* 95: 266-276.
- Lord, E.I., Anthony, S.G., Goodlass, G. 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use Manag.* 18: 363-369.
- Lory, J.A., Russelle, M.P., Peterson, T.A. 1995. A comparison of two nitrogen credit methods: traditional vs. difference. *Agron. J.* 87: 648-651.
- Lou, Y., Li, Z., Zhang, T., Liang, Y. 2004. CO<sub>2</sub> emissions from subtropical arable soils in China. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1835-1842.
- Loveland, P., Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Till. Res.* 70: 1-18.
- Luo, Y., Zhou, X. 2006. *Soil respiration and the environment*. Elsevier, Amsterdam, 316 págs.
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., Turkington, T.K., Soon, Y.K. 2006. Nitrogen release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Can J. Soil Sci.* 86: 11-19.
- Machado, S., Petrie, S., Rhinhart, K., Qu, A. 2007. Long-term continuous cropping in the Pacific Northwest: tillage and fertilizer effects on winter wheat, spring wheat, and spring barley production. *Soil Till. Res.* 94: 473-481.

- Magid, J., Henriksen, O., Thorup-Kristensen, K., Mueller, T. 2001. Disproportionately high N-mineralization rates from green manures at low temperatures - implications for modeling and management in cool temperate agro-ecosystems. *Plant Soil* 228: 73-82.
- Majumder, B., Mandal, B., Bandyopadhyay, P.K., Chaudhury, J. 2007. Soil organic carbon pools and productivity relationships for a 34 year old rice-jute agroecosystem under different fertilizer treatment. *Plant Soil* 297: 53-67.
- Makowsky, D., Wallach, D., Meynard, J.M. 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agron. J.* 91: 377-385.
- Mahli, S.S., Harapiak, J.T., Nyborg, M., Gill, K.S., Monreal, C.M., Gregorich, E.G. 2003. Total and light fraction organic C in a thin Black Chernozemic grassland soil as affected by 27 annual applications of six rates of fertilizer N. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 66: 33-41.
- Malhi, S.S., Grant, C.A., Johnston, A.M., Gill, K.S. 2001. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Plains: a review. *Soil Till. Res.* 60: 101-122.
- Maljanen, M., Jokinen, H., Saari, A., Strömberg, R., Martikainen, P.J. 2006. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use Manag.* 22: 151-157.
- Mark Nay, S., Mattson, K.G., Bormann, B.T. 1994. Biased of chamber methods for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux demonstrated with a laboratory apparatus. *Ecology* 75: 2460-2463.
- Martens, D.A. 2000. Nitrogen cycling under different soil management systems. *Adv. Agron.* 70: 143-192.
- Martens, D.A., Emmerich, W., McLain, J.E.T., Johnsen, T.N. 2005. Atmospheric carbon mitigation potential of agricultural management in the southwestern USA. *Soil Till. Res.* 83: 95-119.
- Martin, D., Beringer, J., Hutley, L.B., McHugh, I. 2007. Carbon cycling in a mountain ash forest: analysis of below ground respiration. *Agric. Forest. Meteorol.* 147: 58-70.
- Martínez, E., Fuentes, J.P., Silva, P., Valle, S., Acevedo, E., 2008. Soil physical properties and wheat root growth as affected by no-tillage and conventional tillage systems in a Mediterranean environment of Chile. *Soil Till. Res.* 99: 232-244.
- Mayer, J., Buegger, F., Jensen, E.S., Schloter, M., Heb, J. 2003. Residual nitrogen contribution from grain legumes to succeeding wheat and rape and related microbial process. *Plant Soil* 255: 541-554.
- Mazzarino, M.J., Oliva, L., Abril, A., Acosta, M. 1991a. Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry chaco, Argentina). *Plant Soil* 138: 85-98.
- Mazzarino, M.J., Oliva, L., Nuñez, A., Nuñez, G., Buffa, E. 1991b. Nitrogen mineralization and soil fertility in the Dry Chaco ecosystem (Argentina). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 515-522.
- McCaulley, R.L., Bouton, T.W., Archer, S.R. 2006. Soil respiration in a subtropical savanna parkland: response to water additions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 820-828.
- McClaugherty, C.A., Pastor, J., Aber, J.D., Melillo, J.M. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology* 66: 266-275.
- McConkey, B.G., Lianf, B.C., Campbell, C.A., Curtin, D., Moulin, A., Brandt, S.A., Lafond, G.P. 2003. Crop rotation and tillage impact on carbon sequestration in Canadian prairie soils. *Soil Till. Res.* 74: 81-90.
- McCulley, R.L., Boutton, T.W., Archer, S.R. 2007. Soil respiration in a subtropical savanna parkland: response to water additions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 820-828.
- McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A., Cook, F.D. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66: 1-19.
- McGinn, S.M., Akinremi, O.O. 2001. Carbon dioxide balance of a crop-fallow rotation in western Canada. *Can. J. Soil Sci.* 81: 121-127.
- Mc Vay, K.A., Budde, J.A., Fabrizzi, K., Mikha, M.M., Rice, C.W., Schlegel, A.J., Peterson, D.E., Sweeney, D.W., Thompson, C., 2006. Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 434-438.
- Meisinger, J.J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil-crop systems. En: *Nitrogen in crop production*, Ed. R.D. Hauck, ASA-CSSA-SSSA, Madison, USA, pág. 391-416.

- Metay, A., Moreira, J.L.A., Bernoux, M., Boyer, T., Douzet, J.M., Feigl, B., Feller, C., Maraux, F., Oliver, R., Scopel, E. 2007. Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops systems on clayed Oxisol in dryland rice production (Cerrado, Brazil). *Soil Till. Res.* 94: 122-132.
- Mikha, M.M., Rice, C.W. 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Sci. soc. Am. J.* 68: 809-816.
- Minoshima, H., Jackson, L.E., Cavagnaro, T.R., Sánchez-Moreno, S., Ferris, H., Temple, S.R., Goyal, S., Mitchell, J.P. 2006. Soil food webs and carbon dynamics in response to conservation tillage in California. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 952-963.
- Miralles, D.J., Slafer, G.A., Lynch, V. 1997. Rooting patterns in near-isogenic lines of spring wheat for dwarfism. *Plant Soil* 197: 79-86.
- Mitchell, C.C., Entry, J.A. 1998. Soil C, N and crop yields in Alabama's long-term "Old Rotation" cotton experiment. *Soil Till. Res.* 47: 331-338.
- Mo, J., Zhang, W., Zhu, W., Fang, Y., Li, D., Zhao, P. 2007. Response of soil respiration to simulated N deposition in a disturbed and rehabilitated tropical forest in southern china. *Plant Soil* 296: 125-135.
- Moisier, A.R., Halvorson, A.D., Reule, C.A., Liu, X.J. 2006. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. *J. Environm. Quality* 35: 1584-1598.
- Moisier, A.R., Morgan, J.A., King, J.Y., LeCain, D., Milchunas, D.G. 2002. Soil-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, and N<sub>2</sub>O in the Colorado shortgrass steppe under elevated CO<sub>2</sub>. *Plant Soil* 240: 201-211.
- Molina, J.A., Smith, P. Modeling carbon and nitrogen processes in soils. *Adv. Agron.* 62: 253-298.
- Moncrieff, J.B., Fang, C. 1999. A model for soil CO<sub>2</sub> production and transport 2: application to a florida *Pinus Elliotte* plantation. *Agric. Forest Meteorol.* 95: 237-256.
- Monger, H.C., Martinez-Ríos, J.J. 2001. Inorganic carbon sequestration in grazing lands. En: *The potential of US grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect.* Ed. R.F. Follett, J.M. Kimble, R. Lal. Lewis Publ., Boca Raton, pág. 87-118.
- Moran, M.A., Benner, R., Hodson, R.E. 1989. Kinetics of microbial degradation of vascular plant material in two wetland ecosystems. *Oecologia* 79: 158-167.
- Moritsuka, N., Yanai, J., Mori, K., Kosaki, T. 2004. Biotic and abiotic processes of nitrogen immobilization in the soil-residue interface. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1141-1148.
- Morrison, J.E., Rickman, R.W., McCool, D.K., Pfeiffer, K.L. 1997. Measurement of wheat residue cover in the Great Plains and Pacific Northwest. *J. Soil Water Cons.* 52: 59-65.
- Mostaghini, A., Younos, T.M., Tim, U.S. 1992. Crop residue effects on nitrogen yield in water and sediment runoff from two tillage systems. *Agric. Ecosys. Environm.* 39: 187-196.
- Motavalli, P.P., Discekici, H., Kuhm, J. 2000. The impact of land clearing and agricultural practices on soil organic C fractions and CO<sub>2</sub> efflux in the Northern Guam aquifer. *Agric. Ecosys, Environm.* 79: 17-27.
- Mueller, T., Jensen, L.S., Nielen, N.E., Magid, J. 1998. Turnover of carbon and nitrogen in a Sandy loam soil following incorporation of chopped maize plants, barley straw and blue grass in the field. *Soil Biol. Biochem.* 30: 561-571.
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-Inorganic forms. En: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods.* (Ed). Soil Sci. Soc. Am. Madison, USA. Pp. 1123-1184.
- Murakami, H., Kimura, M., Wada, H. 1990. Microbial colonization and decomposition processes in rice rhizoplane. II Decomposition of young and old roots. *Soil Sci. Plant Nutr.* 36: 441-450.
- Murage, E.W., Voroney, P., Beyaert, R.P. 2007. Turnover of carbon in the free light fraction with and without charcoal as determined using the <sup>13</sup>C natural abundance method. *Geoderma* 138: 133-143.
- Naganawa, T., Kymura, K. 1991. Concentration dependence of CO<sub>2</sub> evolution from soil in chamber with low CO<sub>2</sub> concentration (<2,000 ppm), and CO<sub>2</sub> diffusion/sorption model in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 381-386.

- Naganawa, T., Kymura, K. 1992. Reversible CO<sub>2</sub> sorption by soils: an error factor in the measurement of soil respiration. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38: 179-182.
- Naganawa, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., Yamamoto, Y., Yokoi, H., tatsuyama, K. 1989. Measurement of soil respiration in the field: influence of temperature, moisture level, and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. *Soil Sci. Plant Nutr.* 35: 509-516.
- Nay, S.M., Bormann, B.T. 2000. Soil carbon changes: comparing flux monitoring and mass balance in a box lysimeter experiment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 943-948.
- N´dayegamiye, A., Tran, T.S. 2001. Effects of green manures on soil organic matter and wheat yields and N nutrition. *Can. J. Soil Sci.* 81: 371-382.
- Needelman, B.A., Wander, M.M., Bollero, G.A., Boast, C.W., Sims, G.K., Bullock, D.C. 1999. Interaction of tillage and soil texture: biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1326-1334.
- Neter, J., Wasserman, W., Kutner, M.H. 1990: Applied linear statistical models. Irwin inc. (Eds.), Illinois, USA. 1172 pp.
- Nichols, J.D. 1984. Relation of organic carbon to soil properties and climate in the southern Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1382-1384.
- Nielsen, D.C., Unger, P.W., Miller, P.R. 2005. Efficient water use in dryland cropping systems in the Great Plains. *Agron. J.* 97: 364-372.
- Nordstrom, K.F., Hotta, S. 2004. Wind erosion from cropland in the USA: a review of problems, solutions and prospects. *Geoderma* 121: 157-167.
- Nyberg, G., Ekbald, A., Buresh, R., Högborg, P. 2002. Short-term patterns of carbon and nitrogen mineralization in a fallow field amended with green manures from agroforestry trees. *Biol Fert. Soils* 36: 18-25.
- Ockerby, S.E., Garside, A.L., Adkins, S.W., Holden, P.D. 1999. Prior crop and residue incorporation time affect the response of paddy rice to fertilizer nitrogen. *Austr. J. Soil Res.* 50: 937-944.
- Olson, B.M., Janzenm, H.H., Larney, F.J., Selinger, L.J. 1996. A proposed method for measuring the effects of soil quality on productivity. *Agron. J.* 88: 497-500.
- Omonde, R.A., Vyn, T.J., Smith, D.R., Hegymegi, P., Gál, A. 2007. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. *Soil Till. Res.* 95: 182-195.
- Onken, A.B., Matheson, R.L., Nesmith, D.M. 1985. Fertilizer nitrogen and residual fertilizer-nitrogen effects on irrigated corn yield. *Soil Sci. soc. Am. J.* 49: 134-139.
- Oorts, K., Bossuyt, H., Labreuche, J., Merckx, R., Nicolardot, B. 2007a. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *Eur. J. Soil Sci.* 58: 248-259.
- Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B. 2007b. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and convencional tillage systems in Northern France. *Soil Till. Res.* 95: 133-148.
- Ordóñez-Fernández, R., González Fernández, P., Giráldez Cervecera, J.V., Perea Torres, F. 2007. Soil properties and crop yields alter 21 years of direct drilling trials in southern Spain. *Soil Till. Res.* 94: 47-54.
- Ordóñez-Fernandez, R, Rodríguez-Lizama, A, Carbonell, R., González, P., Perea, F. 2007. Dynamics of residue decomposition in the field in a dryland rotation under Mediterranean conditions in southern Spain. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 79: 243-253.
- Osaki, M., Matsumoto, M., Shinano, T., Tadano, T. 1994. Parameters determining yield of field crops in relation to the amount of nitrogen absorbed. *Soil Sci. Plant Nutr.* 40: 19-28.
- Osmond, D.L., Lathwell, D.J., Riha, S.J. 1992. Prediction of long-term fertilizer nitrogen requirements of maize in the tropics using a nitrogen balance model. *Planrt Soil* 143: 61-70.
- Paré, T., Gregorich, E.G., Nelson, S.D. 2000. Mineralization of nitrogen from crop residues and N recovery by maize inoculated with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil* 218: 11-20.



- Parker, L.W., Miller, J., Steinberger, Y., Whitford, W.G. 1983. Soil respiration in a Chihuahuan desert rangeland. *Soil Biol. Biochem.* 15: 303-309.
- Parton, W.J., Scurlock, J.M.O., Ojima, D.S., Gilmanov, T.G., Scholes, R.J., Schimel, D.S., Kirchner, S., Menault, J.C., Seastedt, T., García Moya, E., Kamnalrut, A., Kinyamario, J.I. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter for the grassland biome worldwide. *Global Biogeochemical Cycles* 7: 785-809.
- Passianoto, C.C., Ahrens, T., Feigl, B.J., Steudler, P.A., do Carmo, J.B., Melillo, J.M. 2003. Emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. *Biol. Fert. Soils* 38: 200-208.
- Patterson, H.D., Thompson, R. 1971. Recovery of inter-block information when block sizes are unequal. *Biometrika* 58: 545-554.
- Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., Woomer, P.L. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use Manag.* 13: 230-244.
- Pedersen, P., Lauer, J.G. 2003. corn and soybean response to rotation sequence, row spacing, and tillage systems. *Agron. J.* 95: 965-971.
- Pengthamkeerati, P., Motavalli, P.P., Kremer, R.J., Anderson, S.H. 2005. Soil carbon dioxide efflux from a claypan soil affected by surface compaction and application of poultry litter, *Agric. Ecosys. Environm.* 109: 75-86.
- Peterson, G.A., Halvorson, A.D., Havlin, J.L., Jones, O.R., Lyon, D.J., Tanaka, D.L. 1998. Reduced tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil Till. Res.* 47: 207-218.
- Piovanelli, C., Gamba, C., Brandi, G., Simoncini, S., Batistoni, E. 2006. Tillage choices affect biochemical properties in the soil profile. *Soil Till. Res.* 90: 84-92.
- Pomazkina, L.V., Lubnina, E.B., Kotova, L.G. 1999. Carbon and nitrogen emission in agroecosystems of Eastern Siberia. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 163-169.
- Pomazkina, L.V., Lubnina, E.V., Zorina, S.Y., Kotova, L.G. 1996. Dynamics of CO<sub>2</sub> evolution in grey forest soil of the Bikal forest-steppe. *Biol. Fert. Soils* 23: 327-331.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298: 156-159.
- Potthoff, M., Loftfield, N. 1998. How to quantify contamination of organic litter bag materials with soil? *Pedobiologia* 42: 147-1536.
- Puget, P., Lal, R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80: 201-213.
- Pumpanen, J., Ilvesniemi, H., Hari, P. 2003. A process-based model for predicting soil carbon dioxide efflux and concentration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 402-413.
- Quemada, M., Cabrera, M.L. 1997. Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plat Soil* 189: 127-137.
- Quin, R., Stamp, P., Richner, W. 2004. Impact of tillage on root systems of winter wheat. *Agron. J.* 96: 1523-1530.
- Quin, R., Stamp, P., Richner, W. 2005. Impact of tillage and banded starter fertilizer on maize root growth in the top 25 centimeters of a soil. *Agron. J.* 97: 674-683.
- Quin, R., Stamp, P., Richner, W. 2006. Impact of tillage on maize rooting in a Cambisol and Luvisol in Switzerland. *Soil Till. Res.* 85: 50-61.
- Quiroga, A.R., Buschiazzi, D.E., Peinemann, N. 1996a. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid argentinean Pampas. *Soil Sci.* 161:104-108.
- Quiroga, A.R., Buschiazzi, D.E., Peinemann, N. 1996b. Management discriminant properties in semiarid soils. *Soil Sci.* 163:591-597.
- Quiroga, A., Ormeño, O., Otamendi, H. 1998. La siembra directa y el rendimiento de los cultivos en la Región Semiárida Pampeana Centra. En: *Siembra Directa*, (Eds.: J.L. Panigatti, H. Marelli, D. Buschiazzi, R. Gil). INTA, Pág. 237-243.
- Rai, B., Srivastava, A.K. 1981. Studies on microbial population of a tropical dry deciduos forest soil in relation to soil respiration. *Pedobiologia* 22: 185-190.
- Raich, J.W. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B: 81-99.

- Raich, J.W., Mora, G. 2005. Estimating root plus rhizosphere contributions to soil respiration in annual croplands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 634-639.
- Raich, W., Schlesinger, W.H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B: 81-99.
- Rasmussen, K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil Till. Res.* 53: 3-14.
- Rayment, M.B. 2000. Closed chamber systems underestimate soil CO<sub>2</sub> efflux. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 107-110.
- Recous, S., Robin, D., Darwis, D., Mary, B. 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1529-1538.
- Rees, R.M., Bingham, I.J., Baddeley, J.A., Watson, C.A. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil C in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128: 130-154.
- Reicosky, D.C., Archer, D.W. 2007. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil Till. Res.* 94: 109-121.
- Reicosky, D.C., Lindstrom, M.J. 1993. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agron. J.* 85: 1237-1243.
- Ribera, L.A., Hons, F.M., Richardson, J.W. 2004. An economic comparison between conventional and no-tillage farming systems in Burleson County, Texas. *Agron. J.* 96: 415-424.
- Robertson, F.A., Myers, R.J.K., Saffigna, P.G. 1995. Respiration from soil and litter in a sown perennial grass pasture. *Austr. J. Soil. Res.* 33: 167-178.
- Robertson, F.A., Thorburn, P.J. 2007. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. *Austr. J. Soil Res.* 45: 1-11.
- Robinson, C.A., Cruse, R.M., Ghaffaezadeh, M. 1996. Cropping systems and nitrogen effects on Mollisol organic carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 264-269.
- Rochette, P., Angers, D.A., Flanagan, L.B. 1999a. Maize residue decomposition measurement using soil surface carbon dioxide fluxes and natural abundance of carbon-13. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1385-1396.
- Rochette, P., Desjardins, R.L., Pattey, E. 1991. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Can. J. Soil Sci.* 71: 189-196.
- Rochette, P., Ellert, B., Gregorich, E.G., Desjardins, R.L., Pattey, E., Lessard, R., Johnson, B.G. 1997. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. *Can. J. Soil Sci.* 77: 195-2003.
- Rochette, P., Flanagan, L.B., Gregorich, E.G. 1999b. Separating soil respiration into plant and soil components using analysis of the natural abundance of carbon-13. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1207-1213.
- Rochette, P., Gregorich, E.G., 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO<sub>2</sub> evolution after three years of manure application. *Can. J. Soil Sci.* 78: 283-290.
- Rodeghiero, M., Cescatti, A. 2006. Indirect partitioning of soil respiration in a series of evergreen forest ecosystems. *Plant Soil* 284: 7-22.
- Rojstaczer, S., Sterling, S.M., Moore, N.J. 2001. Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294: 2549-2552.
- Romano, N.F., Roberto Z. 2007. Contenido de fósforo extractable, pH y materia orgánica en los suelos del este de la Provincia de La Pampa. *Informaciones Agronómicas* 33: 1-6.
- Rosenzweig, C., Hillel, D. 2000. Soils and global climate change: challenges and opportunities. *Soil Sci.* 165: 47-56.
- Rout, S.K., Gupta, S.R. 1989. Soil respiration in relation to abiotic factors, forest floor litter, root biomass and litter quality in forest ecosystems of Siwalkis in northern India. *Acta Oecol.* 10: 229-244.
- Ruffo, M.L., García, F.O., Bollero, G.A., Fabrizzi, Ruiz, R.A. 2003. Nitrogen balance approach to sunflower fertilization. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 2645-2657.
- Russell, A.E., Laird, D.A., Parkin, T.B., Mallarino, A.P. 2005. Impact of nitrogen fertilization and cropping system on carbon sequestration in Midwestern Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 413-422.

- Rustard, L.E. 1994. Element dynamics along a decay continuum in a red spruce ecosystem in Maine, USA. *Ecology* 75: 867-879.
- Sadras, V.O., Calviño, P.A. 2001. Quantification of grain yield response to soil depth in soybean, maize, sunflower, and wheat. *Agron. J.* 93: 577-583.
- SAGPyA. 2008. [www.sagpya.mecon.gov.ar](http://www.sagpya.mecon.gov.ar)
- Sainju, U., Singh, B.P. 2001. Tillage, cover crop, and kill-planting date effects on corn yield and soil nitrogen. *Agron. J.* 93: 878-886.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H.E., Barbieri, P.A. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96: 1622-1631.
- Saiz, G. Black, K., Reidy, B., López, S. Farrell, E.P. 2007. Assessment of soil CO<sub>2</sub> efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. *Geoderma* 139: 79-89.
- Saiz, G., Green, C., Butterbach, K., Kiese, R., Avitabile, V., Farrell, E.P. 2006. Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant Soil* 287: 161-176.
- Sakala, W.D., Cadish, G., Giller, K.E. 2000. Interactions between residues of maize and pigeonpea and mineral N fertilizers during decomposition and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 32: 679-688.
- Saleque, M.A., Abedin, M.J., Bhuiyan, N.I., Zaman, S.K., Panaullah, G.M. 2004. Long-term effects of inorganic and organic fertilizer sources on yield and nutrient accumulation of lowland rice. *Filed. Crops Res.* 86: 53-65.
- Salmerón Miranda, F., Bath, B., Eckresten, H., Forkman, J., Wivstad, M. 2007. Aboveground nitrogen in relation to estimated total plant uptake in maize and bean. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 79: 125-139.
- Sánchez, C.P. 1988. Descomposición de residuos vegetales en un suelo cultivado de la Provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 6: 93-102.
- Sánchez, J.E., Harwood, R.R., Willson, T.C., Kizikaya, K., Smeenk, J., Parker, E., Paul, E.A., Knezek, B.D., Robertson, G.P. 2004. Managing soil carbon and nitrogen for productivity and environmental quality. *Agron. J.* 96: 769-775.
- Sánchez, M.L., Ozores, M.I., López, M.J., Colle, R., De Torre, B., García, M.A., Pérez, G.I. 2003. Soil CO<sub>2</sub> fluxes beneath barley on the central Spanish plateau. *Agric. Forest Meteorol.* 118: 85-95.
- Santanatoglia, O., Alvarez, R., Daniel, P., Brazzola, G., García, R. 1989. Descomposición de rastrojo de trigo, respiración y biomasa microbiana bajo labranza convencional y reducida. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 48: 787-798.
- Sarrantonio, M. 2003. Soil response to surface-applied residues of varying carbon-nitrogen ratios. *Biol. Fert. Soils* 37: 175-183.
- Sariyildiz, T., Anderson, J.M. 2003. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biol. Biochem.* 35: 391-399.
- SAS Institute. 1999. SAS/STAT User's Guide (Versión 8) Ed. SAS Inst. Inc., Cary, NC.
- Sauerbeck, D.R. 2001. CO<sub>2</sub> emissions and C sequestration by agriculture-perspectives and limitations. *Nutr. Cycling. Agroecosys.* 60: 253-266.
- Scheldrick, W.F., Syers, K., Lingard, J. 2002. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional and global scales. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 62: 61-72.
- Scheldrick, W.F., Syers, J.K., Lingard, J. 2003. Soil nutrient audits for China to estimate nutrient balances and output/input relationships. *Agric. Ecosys. Environm.* 94: 341-354.
- Schimel, J.P., Bennett, J. 2004. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology* 85: 591-604.
- Schimel, House, J.I., Hibbard, K.A., Bousquet, P., Ciais, P., Braswell, B.H., Apps, M.J., Baker, D., Bondeau, A., Canadell, J., Churkina, G., Cramer, W., Denning, A.S., Field, C.B., Friedlingstein, P., Goodate, G., Heinemann, M., Houghton, R.A., Melillo, J.M., Moore III, R., Murdiyaeso, D., Noble, I., Pacala, S.W., Prentice, L.C., Raupach, M.R., Yavner, P.J., Scholes, R.J., Steffen, W.L., Wirth, C. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414: 169-172.

- Schlesinger, W.H. 1993. Response of the terrestrial biosphere to global climate change and human perturbation. *Vegetatio* 104/105: 295-305.
- Schlesinger, W.H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8: 51-81.
- Scholes, M.C., Powlson, D., Tian, G. 1997. Input control of organic matter dynamics. *Geoderma* 79: 25-47.
- Schomberg, H.H., Steiner, J.L. 1999. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 607-613.
- Seneviratne, G. 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biol. Fert. Soils* 31: 60-64.
- Serna-Pérez, A., Monger, H.C., Herrick, J.E., Murray, L. 2006. Carbon dioxide emissions from exhumed petrocalcic horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 795-805.
- Shaffer, M.J., Ma, L., Hansen, S. (Eds.) 2001. Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management. Lewis Publ. Boca Raton, 661 pág.
- Shen, J., Zhang, L.R.F., Rengel, Z., Tang, C. 2003. Orthogonal polynomial models to describe yield response of rice to nitrogen and phosphorus at different levels of soil fertility. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 65: 243-252.
- Sherrod, L.A., Peterson, G.A., Westfall, D.G., Ahuja, L.R. 2003. Cropping intensity enhances soil organic carbon and nitrogen in a no-till agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1533-1543.
- Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil Till. Res.* 87: 194-204.
- Sieling, K., Kage, H. 2006. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape-winter wheat-winter barley rotation. *Agric. Ecosys. Environm.* 115: 261-269.
- Sierra, J. 1992. Relationship between mineral N content and N mineralization rate in disturbed and undisturbed soil samples incubated under field and laboratory conditions. *Austr. J. Soil Res.* 30: 477-492.
- Sierra, J. 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biol. Biochem.* 29:1-7
- Sierra, J. 2002. Nitrogen mineralization and nitrification in a tropical soil: effects of fluctuating temperature conditions. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1219-1226.
- Sierra, J., Fontaine, S., Desfontaines, L. 2001. Factors controlling N mineralization, nitrification, and nitrogen losses in an Oxisol amended with sewage sludge. *Austr. J. Soil Res.* 39: 519-534.
- Silgram, M., Shepherd, M.A. 1999. The effects of cultivation on soil nitrogen mineralization. *Adv. Agron.* 65: 267-311.
- Silver, W.L., Miya, R.K. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129: 407-419.
- Simpson, R.T., Frey, S.D., Six, J., Thiet, K. 2004. Preferential accumulation of microbial carbon in aggregate structures of no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1249-1255.
- Singer, J.W., Kohler, K.A., Liebman, M., Richard, T.L., Cambardella, C.A., Buhler, D.D. 2004. Tillage and compost affect yield of corn, soybean, and wheat and soil fertility. *Agron. J.* 96: 531-537.
- Singh, J.S., Gupta, S.R. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The Botanical review* 43: 449-528.
- Singh, B., Malhi, S.S. 2006. Response of soil physical properties to tillage and residue management on two soils in a cool temperate environment. *Soil Till. Res.* 85: 143-153.
- Singh, B., Rengel, Z., Bowden, J.W. 2006. Carbon, nitrogen and sulphur cycling following incorporation of canola residue of different sizes into a nutrient-poor sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 38: 32-42.
- Singh, K.P., Shekhar, C. 1989. Weight loss in relation to environmental factors during the decomposition of maize and wheat roots in a seasonally-dry tropical region. *Soil Biol. Biochem.* 21: 73-80.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.

- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Moraes Sa, J.C., Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – effects of no-tillage. *Agronomie* 22: 755-775.
- Smith, P. 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Eur. J. Agron.* 20: 229-236.
- Smith, V.R. 2003. Soil respiration and its determinants on a sub-Antarctic island. *Soil Biol. Biochem.* 35: 77-91.
- Soe, A.R.B., Gieseemann, A., Anderson, T.H., Weigel, H.J., Buchmann, N. 2004. Soil respiration under elevated CO<sub>2</sub> and its partitioning into recently assimilated and older carbon sources. *Plant Soil* 262: 85-94.
- Son, Y., Yang, S.Y., Jun, Y.C., Kim, R.H., Lee, Y.Y., Hwang, J.O., Kim, J.S. 2003. Soil carbon and nitrogen dynamics during conversion of agricultural lands to natural vegetation in Central Korea. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1511-1527.
- Soto, G., Luna-Orea, P., Waggoner, M.G., Smyth, T.J., Alvarado, A. 2005. Foliage residue decomposition and nutrient release in peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth) plantations for heart-of-palm production in Costa Rica. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 97: 1396-1402.
- Sotomayor-Ramírez, D., Espinoza, Y., Ramos-Santana, R. 2006. Short-term tillage practices on soil organic matter pools in a tropical Ultisol. *Austr. J. Soil Res.* 44: 687-693.
- Sparks, D.L. (Ed.). 1996. Methods of soil analysis. Part 3 –Chemical methods. Second Edition. *Agron. Monog.* 9. ASA, Madison, WI, USA. p. 1290.
- Staricka, J.A., Allmaras, R.R., Nelson, W.W. 1991. Spatial variation of crop residue incorporated by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 1668-1674.
- Stenger, R., Priesak, E., Beese, F. 1995. Rates of nitrogen mineralization in disturbed and undisturbed soils. *Plant Soil* 171: 323-332.
- Steinbach, H.S., Alvarez, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions alter introduction of no till in pampean agroecosystems. *J. Environm. Quality* 35: 3-13.
- Stott, D.E., Stroo, H.F., Elliott, L.F., Papendick, R.I., Unger, P.W. 1990. Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 92-98.
- Stroo, H.F., Bristow, K.L., Elliott, L.F., Papendick, R.I., Campbell, G.S. 1989. Predicting rates of wheat residue decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 91-99.
- Strudley, M.W., Green, T.R., Ascough II, J.C. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: state of the science. *Soil Till. Res.* 99: 4-48.
- Stute, J.K., Posner, J.L. 1995. Legume cover crops as a nitrogen source for corn in an oat-corn rotation. *J. Prod. Agric.* 8: 385-390.
- Studdert, G.A., Echeverría, H.E., Casanova, E.M. 1997. Crop-pasture relations for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1466-1472.
- Subke, J.A., Reichstein, M., Tenhunen, J.D. 2003. Explaining temporal variation on soil CO<sub>2</sub> efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1467-1483.
- Summerell, B.A., Burgess, L.W. 1989. Decomposition and chemical composition of cereal straw. *Soil Biol. Biochem.* 21: 551-559.
- Suyker, A.E., Verna, S.B., Burba, G.G., Arkebauer, T.J., Walters, D.T., Hubbard, K.G. 2004. growing season carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize. *Agric. Forest. Meteorol.* 124: 1-13.
- Swinnen, J., van Veen, J.A., Merckx, R. 1994. Rhizosphere C fluxes in field-grown spring wheat: Model calculations based on <sup>14</sup>C partitioning after. *Soil Biol. Biochem.* 26: 171-182.
- Takahashi, A., Hiyama, T., Takahashi, H.A., Fukushima, Y. 2004. Analytical estimation of the vertical distribution of CO<sub>2</sub> production within soil: application to a Japanese temperate forest. *Agric. Forest. Meteorol.* 126: 223-235.
- Takalson, D.D., Hergert, G.W., Cassman, K.G. 2006. Long-term effects of tillage on soil chemical properties and grain yields of a dryland winter wheat-sorghum/corn-fallow rotation in the Great Plains. *Agron. J.* 98: 26-33.

- Takle, E.S., Massman, W.J., Brandle, J.R., Schmidt, R.A., Zhou, X., Litvina, I.V., Garcia, R., Doyle, G., Rice, C.W. 2004. Influence of high-frequency ambient pressure pumping on carbon dioxide efflux from soil. *Agric. Forest Meteorol.* 124: 193-206.
- Tang, J., Misson, L., Gershenson, A., Cheng, W., Golstein, A.H. 2005. Continuous measurements of soil respiration with and without roots in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains. *Agric. Forest Meteorol.* 132: 212-227.
- Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70: 97-104.
- Tebrügge, F., Düring, R.A. 1999. Reducing tillage intensity-a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Till. Res.* 53: 15-28.
- Temperly, R.J., Borges, R. 2006. Tillage and crop rotation impact on soybean grain yield and composition. *Agron. J.* 98: 999-1004.
- Thomas, G.A., Dalal, R.C., Standley, J. 2007. No-till effects on organic matter, pH, cation exchange capacity and nutrient distribution in a Luvisol in the semi-arid subtropics. *Soil Till. Res.* 94: 295-304.
- Thuries, L., Pansu, M., Feller, C., Herrmann, P., Remy, J.C. 2001. Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 33: 997-1010.
- Tian, G., Kang, B.T., Brussaard, L. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical composition under humid tropical conditions-decomposition and nutrient release. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1051-1060.
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371: 783-785.
- Torbert, H.A., Prior, S.A., Rogers, H.H. 1995. Elevated atmospheric carbon dioxide effects on cotton plant residue decomposition. *Soil Sci. soc. Am. J.* 59: 1321-1328.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Mary, B., Nicolardot, B. 2000a. C and N fluxes of decomposing <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1717-1730.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Lineres, M., Cheneby, D., Nicolardot, B. 2000b. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 918-926.
- Triplett, G.B., Dick, W.A. 2008. No-tillage crop production: a revolution in agriculture. *Agron. J.* 100: 153-165.
- Tufekcioglu, A., Raich, J.W., Isenhardt, T.M., Schultz, R.C. 2001. Soil respiration within riparian buffers and adjacent crop fields. *Plant Soil* 229: 117-124.
- Tun, C.C., Kimura, M. 2000. Microscopic observation of the decomposition process of leaf blade of rice straw and colonizing microorganisms in a Japanese paddy field soil during the cultivation period of paddy rice. *Soil Sci. Plant Nutr.* 46: 127-137.
- Tutua, S.S., Goh, K.M., Daly, M.J. 2002. Decomposition and nitrogen release of understory plant residues in biological and integrated apple orchards under field conditions in New Zealand. *Biol. Fert. Soils* 35: 277-287.
- Uchida, M., Mo, W., Nakatsubo, T., Tsuchiya, Y., Horikoshi, T., Koizumi, H. 2005. Microbial activity and litter decomposition under snow cover in a cool-temperate broad-leaved deciduous forest. *Agric. Forest Meteorol.* 134: 102-109.
- Unger, P.W. 1994. Residue Management strategies-Great Plains. In: *Crops residue Management*, J.L. Hatfield, B.A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science*, CRC Unger, P.W., McCalla, T.M., 1980. Conservation tillage systems. *Adv. Agron.* 33: 1-58 Press, Inc. Boca Raton, pp. 37-61.
- Unger, P.W., McCalla, T.M. 1980. Conservation tillage systems. *Adv. Agron.* 33: 1-58
- Uvarov, A.V. 1982. Decomposition of clover green matter in an arable soil in Moscow region. *Pedobiologia* 24: 9-21.
- VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A. 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.

- VandenBygaart, A.J., Yang, X.M., Kay., B.D., Aspinall, J.D. 2002. Variability in carbon sequestration potential in no-till soil landscapes of southern Ontario. *Soil Till. Res.* 65: 231-241.
- van Keulen, H., van Heemst, H.D.J. 1982. Crop response to the supply of macronutrients. Ed. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen 46 pág.
- Vanlauwe, B., Nwoke, O.C., Sanginga, N., Merckx, R. 1996. Impact of residue quality on the C and N mineralization of leaf and root residues of three agroforestry species. *Plant Soil* 183: 221-231.
- Vanoti, M.B., Bundy, L.G. 1994. Corn nitrogen recommendations based on yield response data. *J. Prod. Agric.* 7: 249-256.
- Venterea, R.T., Baker, J.M., dolan, M.S., Spokas, K.A. 2006. Carbon and nitrogen storage are greater under biennial tillage in a Minnesota corn-soybean rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1752-1762.
- Verna, S.B., Dobermann, A., Cassman, K.G., Walters, D.T., Knops, J.M., Arkebauer, T.J., Suyker, A.E., Burba, G.G., Amos, B., Yang, H., Ginting, D., Hubbard, K.G., Gitelson, A.A., Walter-Sea, E.A. 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agric. Forest Meteorol.* 131: 77-96.
- Vetsch, J.A., Randall, G.W. 2002. Corn production as affected by tillage systems and starter fertilizer. *Agron. J.* 94: 532-540.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F.; Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E, Del Valle. H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. *Agric. Ecosys. Environ.* 83: 65-81.
- Vincent, G., Shahriari, A.R., Lucot, E., Bador, P.M., Epron, D. 2006. Spatial and seasonal variations in soil respiration in a temperate deciduous forest with fluctuating water table. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2527-2535.
- Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861-1876.
- Waggoner, M.G., Cabrera, M.L., Ranells, N.N: 1998. Nitrogen and carbon cycling in relation to cover crop residue quality. *J. Soil Water Conserv.* 53: 214-218.
- Wagner, G.H., Buyanovsky, G.A. 1989. Soybean root respiration assessed from short-term <sup>14</sup>C-activity changes. *Plant Soil* 117: 301-303.
- Wander, M.M., Bidart, M.G. 2000. Tillage practice influences on the physical protection, bioavailability and composition of particulate organic matter. *Biol. Fert. Soils* 32: 360-367.
- Wander, M.M., Walter, G.L., Nissen, T.M., Bollero, G.A., Andrews, S.S., Cavanaugh-Grant, D.A. 2002. Soil quality: science and process. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 94: 23-32.
- Wang, X.B., Cai, D.X., Hoogmoed, W.B., Oenema, O., Perdok, U.D. 2007. Developments in conservation tillage in rainfed regions of North China. *Soil Till. Res.* 93: 239-250.
- Webster, R. 2000. Is soil variation random? *Geoderma* 97: 149-163.
- West, T.O., Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1930-1946.
- West, P.W., Ramachandran, T.P. 1966. Spectrophotometric of nitrate using chromotropic acid. *Anal. Chim. Acta* 35:317-324.
- Wichern, F., Luedeling, E., Müller, T., Joergensen, R.G., Buerkert, A., 2004. Field measurement of the CO<sub>2</sub> evolution rate under different crops during an irrigation cycle in a mountain oasis of Oman. *Appl. Soil Ecol.* 25: 85-91.
- Wieder, R., Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63: 1636-1642.
- Wilhelm, W.W., Johnson, J.M.F., Hatfield, J.L., Voorhees, W.B., Linden, D.R. 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. *Agron. J.* 96: 1-17.
- Wilhelm, W.W., Wortmann, C.S. 2004. Tillage and rotation interactions for corn and soybean grain yield as affected by precipitation and air temperature. *Agron. J.* 96: 425-432.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA, Supersedes Agriculture Handbook 282, pág. 58.

- Wit, C.T. 1992. Resource use efficiency in agriculture. *Agric. Sys.* 40: 125-151.
- Witkamp, M. 1969. Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil. *Ecology* 50: 922-924.
- Wright, A.L., Dou, F., Hons, F.M. 2007. Crop species and tillage effects on carbon sequestration in subsurface soil. *Soil Sci.* 172: 121-131.
- Wright, A.L., Hons, F.M. 2004. Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 507-213.
- Wright, A.L., Hons, F.M. 2005a. Tillage impact on soil aggregation and carbon and nitrogen sequestration under cropping sequences. *Soil Till. Res.* 84: 67-75.
- Wright, A.L., Hons, F.M. 2005b. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 141-147.
- Wright, A.L., Hons, F.M., Matocha, J.E. 2005. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. *Appl. Soil Ecol.* 29: 85-92.
- Xu, X., Hirata, E. 2005. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. *Plant Soil* 273: 279-289.
- Yamoah, C.F., Varvel, G.E., Waltman, W.J., Francis, C.A. 1998. Long-term nitrogen use and nitrogen-removal index in continuous crops and rotations. *Field Crops Res.* 57: 15-27.
- Yoo, G., Wander, M.M. 2006. Influence of tillage practices on soil structural controls over carbon mineralization. *Soil Sci. soc. Am. J.* 70: 651-659.
- Zentner, R.P., Wall, D.D., Nagy, C.N., Smith, E.G., Young, D.L., Miller, P.R., Campbell, C.A., McConkey, B.G., Brandt, S.A., Lafong, G.P., Johnston, A.M., Derksen, D.A. 2002. Economics of crop diversification and soil tillage opportunities in the Canadian Prairies. *Agron. J.* 94: 216-230.
- Zotarelli, L., Alvez, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Six, J. 2007. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil Till. Res.* 95: 196-206.